



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI UDINE

DOTTORATO DI RICERCA IN
ECONOMIA, ECOLOGIA E TUTELA DEI SISTEMI AGRICOLI
E PAESISTICO AMBIENTALI
(xxv CICLO)

TESI DI DOTTORATO

**INTENSIFICAZIONE DELL'AGRICOLTURA E
COMUNITA' DI PICCOLI MAMMIFERI
IN AGROECOSISTEMI
DELL'ITALIA NORD-ORIENTALE**

DOTTORANDO: Dott.ssa Stefania GENTILI

SUPERVISORE: Dr.ssa Maurizia SIGURA

CO-SUPERVISORE: Dr.ssa Laura BONESI

ANNO ACCADEMICO 2011-2012

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Al Tre

Vorrei ringraziare Maurizio Sigura e Laura Bonesi per il solerte apporto di consigli e di correzioni che mi ha permesso di raggiungere il risultato sperato.

Ringrazio Luca Dorigo, Francesca Jordan, Alessio Mortelliti per il supporto tecnico in fase di aggiornamenti sistematici e pianificazione del progetto di ricerca.

Ringrazio gli agricoltori che con il loro tempo e la loro disponibilità hanno reso possibili i rilievi in campo: Filippo, Alberto e Giulio Bertolini, Morris Grinovero, Carlo Topazzini, Denis Paron.

Ringrazio tutti i colleghi d'ufficio che sono passati dal Laboratorio GIS, con cui ho potuto condividere gioie e dolori.

E infine voglio ringraziare chi ha avuto il coraggio di sopportarmi per "un'altra tesi".

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

INDICE

1. INTRODUZIONE	9
1.1. PAESAGGIO AGRICOLO E BIODIVERSITÀ	17
1.2. GLI INDICATORI BIOTICI	21
1.3. GLI INDICATORI IN AMBIENTI AGRICOLI	24
1.4. I MAMMIFERI COME INDICATORI ECOLOGICI	26
1.5. I PICCOLI MAMMIFERI TERRESTRI E LE SCALE DI STUDIO	29
1.6. ECOLOGIA DEI PICCOLI MAMMIFERI E DISTRIBUZIONE IN FRIULI VENEZIA GIULIA	31
1.7. BIBLIOGRAFIA	35
2. OBIETTIVI DELLA RICERCA	47
3. APPROCCIO METODOLOGICO	49
3.1. FASE 1) CARATTERIZZAZIONE DEL PATTERN DI PAESAGGIO	49
3.2. FASE 2) STUDIO DEI PICCOLI MAMMIFERI COME INDICATORI ECOLOGICI ATTRAVERSO L'ANALISI DELLE COMUNITÀ E DELLE POPOLAZIONI	57
3.3. FASE 3) REALIZZAZIONE DEL DISEGNO SPERIMENTALE	59
3.4. FASE 4) INDAGINE DELLE RELAZIONI TRA SPECIE ANIMALI E PAESAGGIO COLTIVATO	62
3.5. BIBLIOGRAFIA	64
4. AREE DI STUDIO	69
4.1. BIBLIOGRAFIA	75
5. RISULTATI I	77
5.1. INTRODUZIONE	77
5.2. MATERIALI E METODI	78
5.2.1. AREE DI STUDIO E INDICI STRUTTURALI DI PAESAGGIO	78
5.2.2. ANALISI STATISTICHE	80
5.3. RISULTATI	81

5.3.1.	INDICI STRUTTURALI DI PAESAGGIO	81
5.3.2.	ANALISI DELLE COMPONENTI PRINCIPALI	81
5.4.	DISCUSSIONE	85
5.5.	BIBLIOGRAFIA	87
6.	RISULTATI II	91
6.1.	INTRODUZIONE	91
6.2.	MATERIALI E METODI	93
6.2.1.	AREE DI STUDIO E STRATEGIE DI CAMPIONAMENTO	93
6.2.2.	ANALISI DEI DATI	93
6.3.	RISULTATI	95
6.3.1.	CARATTERIZZAZIONE DELLA NATURALITÀ	95
6.3.2.	ASSOCIAZIONI DI PICCOLI MAMMIFERI	96
6.4.	DISCUSSIONE	100
6.5.	BIBLIOGRAFIA	106
7.	RISULTATI III	111
7.1.	INTRODUZIONE	111
7.2.	MATERIALI E METODI	113
7.2.1.	AREE DI STUDIO E STRATEGIA DI CAMPIONAMENTO	113
7.2.2.	VARIABILI DEMOGRAFICHE E ANALISI STATISTICHE	113
7.3.	RISULTATI	117
7.3.1.	MODELLO DI REGRESSIONE LOGISTICA BINARIA	117
7.3.2.	INDAGINE DELLE VARIABILI DEMOGRAFICHE	119
7.3.3.	RELAZIONE TRA ABBONDANZA E VARIABILI AMBIENTALI	133
7.4.	DISCUSSIONE	138
7.4.1.	EFFETTO DELL'AREA DI STUDIO, DELLA STAGIONE E DELL'HABITAT DI CAMPIONAMENTO	138
7.4.2.	EFFETTO DEL PAESAGGIO LOCALE E DEL PAESAGGIO CIRCOSTANTE LE PATCH	143
7.5.	BIBLIOGRAFIA	146
8.	CONCLUSIONI	151

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

I paesaggi agricoli sono sistemi caratterizzati dalla coevoluzione di componenti antropiche e naturali. L'agricoltura, in questi paesaggi, rappresenta il fattore di modifica e cambiamento del pattern di paesaggio più importante, all'origine di processi quali la perdita di disponibilità di habitat naturali, la frammentazione degli stessi e un effetto di disturbo costante. La gestione sostenibile dal punto di vista ambientale richiede la comprensione dei processi che possono alterare gli ecosistemi.

Tale lavoro di ricerca si inserisce in questo contesto di indagine e mira a definire l'impatto delle attività agricole sulla biodiversità. Gli indicatori ecologici scelti sono rappresentati dai piccoli mammiferi, in quanto sufficientemente mobili e longevi da poter essere considerati utili indicatori di risposta a diverse scale spaziali e temporali, nonché indicativi delle problematiche di conservazione della biodiversità.

Nello specifico, il lavoro si prefigge un duplice obiettivo: a) studiare le comunità di piccoli mammiferi in aree agricole disposte lungo un gradiente di diversa intensità di utilizzo del suolo agricolo; b) studiare come le caratteristiche demografiche e la fitness delle popolazioni siano in relazione con i diversi tipi di habitat (coltivati e seminaturali) e con la composizione e configurazione del pattern di paesaggio, indagando la relazione a diverse scale spaziali (locale e di paesaggio). Le ipotesi da verificare sono principalmente tre: 1) lungo un gradiente di incremento dell'intensificazione dell'agricoltura, a cui corrisponde un gradiente di minor disponibilità di habitat seminaturali, si instaura un processo di impoverimento, perdita di complessità e diversità delle comunità animali; 2) la fitness delle popolazioni di piccoli mammiferi è maggiore negli habitat a maggiore naturalità; 3) le popolazioni di piccoli mammiferi

sono influenzate dalla struttura dell'ambiente in cui vivono e dalla complessità del mosaico di paesaggio delle immediate vicinanze.

L'approccio di studio ha previsto, come prima fase, la scelta di tre aree disposte lungo un gradiente strutturale, caratterizzato da un'intensificazione crescente dell'uso agricolo del suolo cui corrisponde una naturalità residua (presenza di boschi, siepi, prati) decrescente. L'analisi di ordinamento della struttura dei pattern locali di paesaggio che compongono le aree di studio ha evidenziato le componenti principali delle dinamiche rilevabili nel gradiente, identificabili con una netta distinzione, tra ambienti coltivati e ambienti naturali, sia di tipo arboreo sia di tipo erbaceo, in termini di organizzazione strutturale degli usi del suolo.

La fase successiva ha previsto lo studio della comunità di piccoli mammiferi mediante cattura con trappole a vivo, in tre diverse tipologie di habitat considerate rappresentative del pattern di paesaggio agricolo: siepe, prato e coltivo a mais.

I risultati mostrano che nell'area caratterizzata da una maggiore presenza di usi agricoli del suolo, a discapito delle aree naturali, è presente una comunità poco diversificata, in cui è dominante la specie più generalista, *Apodemus sylvaticus*, ed è presente una specie che ben si adatta ad ambienti intensamente coltivati, *Microtus arvalis*. Nell'area a maggiore naturalità, la comunità presenta valori elevati di diversità (misurata con l'indice di Shannon e l'indice di Pielou) ed è caratterizzata dalla presenza di *Apodemus flavicollis*, specie strettamente dipendente dalla presenza di siepi o boschi. Tali risultati confermano la prima delle ipotesi iniziali.

Le variabili demografiche delle popolazioni risultano legate al gradiente di intensità dell'uso agricolo del suolo ed alla tipologia di habitat indagato. Questo conferma la seconda ipotesi iniziale. L'area a maggiore naturalità presenta popolazioni meno abbondanti ma più stabili, con individui i cui pesi sono maggiori e il cui rapporto sessi è vicino alla parità, caratteristiche tipiche delle popolazioni che presentano una fitness migliore. La tipologia di habitat siepe, non sempre presenta il maggior numero di individui, mentre i coltivi a mais, pur essendo utilizzati solo durante la stagione estiva, ospitano un'elevata percentuale di individui riproduttivi, con un sex ratio vicino alla parità e con il peso maggiore. Tuttavia, non emergono relazioni significative tra l'abbondanza delle popolazioni e le caratteristiche strutturali delle patch (dimensione, sviluppo dei margini, indice di forma e di estensione) e del mosaico di paesaggio limitrofo alle patch, calcolato come indice di conservazione del paesaggio. Questi risultati non confermano la terza ipotesi iniziale.

Al fine di facilitarne la lettura, il lavoro di ricerca è stato organizzato in quattro capitoli generali, riservati alle parti di introduzione al tema trattato (capitolo 1), di esposizione degli obiettivi della ricerca (capitolo 2), di descrizione dell'approccio metodologico comune a tutti i capitoli (capitolo 3) e di descrizione delle aree di studio (capitolo 4). A questi capitoli, seguono tre capitoli di risultati, strutturati in forma di singoli articoli, costituiti dalle sezioni di introduzione, metodi specifici del capitolo, risultati e discussione. I tre capitoli dei risultati riguardano 1) la descrizione dei pattern di paesaggio agricoli ed identificazione delle caratteristiche che descrivono il gradiente di uso del suolo (capitolo 5); 2) studio della composizione dei gruppi di piccoli mammiferi lungo il gradiente di naturalità che caratterizza le aree di studio (capitolo 6); 3) indagine relativa alla fitness delle popolazioni e alle relazioni tra i parametri demografici e la struttura degli habitat e dei paesaggi agricoli (capitolo 7). A conclusione segue un capitolo di discussione generale (capitolo 8).

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

SUMMARY

Agricultural landscapes are systems characterized by the co-evolution of human and natural components. In these landscapes, agriculture is considered as the factor of alteration that causes changes in landscape patterns, such as the loss of availability of semi-natural habitats, the fragmentation of the natural component of the landscape and a constant effect of perturbation. From an environmental perspective, sustainable management requires an understanding of the processes that may alter the ecosystems.

This research is part of this context of investigation, and aims to assess the impact of agricultural management on biodiversity. Small mammals were chosen as ecological indicators of the effects of agricultural management on biodiversity, as they are mobile enough and live long enough to respond to different spatial and temporal scales, as well as indicative of the problems of biodiversity conservation.

This work had two objectives: a) to study the communities of small mammals in agricultural areas arranged along a gradient of increasing intensity of agricultural land use; b) to study how the demographic characteristics and the fitness of populations are influenced by different types of habitat (cultivated and semi-natural) and how they are related to the composition and configuration of landscape patterns, investigating these relationship at different spatial scales (local and landscape). Three hypotheses were tested: 1) complexity and diversity of small mammal communities decrease along a gradient of increasing agriculture intensification, corresponding to a gradient of decreasing availability of natural habitats; 2) population fitness of small mammals (measured using demographic parameters) is greater in semi-natural habitats; 3) small mammals populations are affected by the structure of the environment and by the complexity of the local mosaic of landscape.

The methodological approach, as a first step, included the choice of three study areas arranged along a structural gradient, characterized by an increasing intensification of agricultural land use, which corresponds to a decreasing availability of residual semi-natural habitats (woods, hedges and meadows). An ordering analysis (Principal Component Analysis) of the class metrics representing the local landscape patterns was carried out and it showed that the main components of the dynamic gradient identified a clear distinction between cultivated areas and natural environments, both herbaceous and arboreal, in terms of the structural organization of land uses.

The next step involved the study of communities of small mammals by live trapping, in three different habitat types, representative of the agricultural landscape pattern: hedges, meadows and corn fields.

The results showed that in the area characterized by an intensive agricultural land use, the small mammal community is not very diversified and is dominated by the more generalist species, *Apodemus sylvaticus*. Another species that is also well adapted to intensively cultivated areas, *Microtus arvalis*, was also present in this area. In the most natural area, the community had high diversity (measured by the Shannon index and the Pielou index) and was characterized by the presence of *Apodemus flavicollis*, a species strictly dependent on the presence of hedges and woods. These results confirmed the first of the initial hypothesis.

To study how population fitness was influenced by the environment (second hypothesis), a set of demographic parameters were related to the gradient of agricultural intensification and to the type of habitat investigated. The results supported the second hypothesis. The most natural area presented a population that was less abundant but more stable, with individuals whose weights were greater and whose sex ratio was close to parity, typical characteristics of healthy populations. In terms of habitats, hedges did not always show the highest number of individuals, while corn fields, although only used during the summer, hosted a high percentage of reproductive individuals, with a sex ratio close to parity and with the highest weight. However, there were no significant relationships between the abundance of populations and the structural characteristics of the patches (size, length of margins, shape index and extension) and the neighboring landscape mosaic of patches (calculated as an index of landscape conservation). These results did not support the third of the initial hypotheses.

This work has been organized into four general chapters: introduction of the subject (Chapter 1); objectives of the research (Chapter 2); description of the methodological approach (Chapter 3); description of the study areas (Chapter 4). These chapters are followed by three

chapters of results, structured as individual papers, consisting of introduction, methods for the specific chapter, results and discussion. The three chapters of the results are 1) the description of agricultural landscape patterns and identification of the characteristics that describe the gradient of land use (Chapter 5); 2) the study of the composition of small mammals communities along the gradient of naturalness that characterizes the study areas (Chapter 6); 3) the investigation of the population fitness and the relationships between demographic parameters and structure of habitats and agricultural landscapes (Chapter 7). At the end there is a general discussion (chapter 8).

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

1. INTRODUZIONE

1.1. Paesaggio agricolo e biodiversità

Attualmente l'agricoltura rappresenta l'uso del suolo dominante nella maggior parte del territorio Europeo; ne sono testimoni i recenti cambiamenti a grande scala nei metodi di produzione agricola, che hanno favorito la diffusione di modifiche consistenti e sostanziali nel pattern di uso del suolo nel corso degli ultimi cinquant'anni (Turner and Meyer, 1994). I cambiamenti dell'uso del suolo s'indirizzano inevitabilmente verso l'intensificazione dell'utilizzo delle risorse naturali, comportando fenomeni di sfruttamento eccessivo delle terre, inquinamento, scomparsa di habitat naturali residui o specie autoctone. Questi fenomeni, a grande scala, rischiano di danneggiare sia gli ecosistemi naturali che quelli più antropizzati, dal momento che generano forti impatti sulla sostenibilità e presentano una delle maggiori minacce per il futuro (Solbrig, 1991). S'impongono quindi riflessioni sulle metodologie per la conservazione della sostenibilità in paesaggi intensamente coltivati.

I pattern di paesaggio rurali possono essere considerati degli esempi di sistemi in cui la componente antropica (che si manifesta principalmente con attività di produzione agricola) è strettamente connessa con la componente naturale (intesa come componente fisico-ambientale) e con essa si interfaccia e interagisce a diverse scale spaziali e temporali (Berkas and Folke, 1998). La capacità peculiare di questi sistemi è l'auto-organizzazione dinamica (a livello spazio-temporale) delle strutture che li compongono, tale da permettere l'intervento dell'uomo come agente attivo nella gestione e nella valutazione della risposta agli impatti e ai cambiamenti indotti principalmente dalle attività agricole (Dawson et al., 2010). Mantenere la sostenibilità in tali sistemi ambientali si traduce, quindi, con il mantenimento di funzioni a garanzia di potenzialità adeguate di utilizzo delle risorse anche per le generazioni future. Le funzioni sono a

loro volta condizionate dal mantenimento di caratteristiche dinamiche dei sistemi stessi, quali la resilienza, ovvero la capacità del sistema di ristabilirsi in condizioni simili allo stato di partenza dopo aver subito uno stress o una perturbazione (Perry, 1995); la vulnerabilità, ovvero la misura di quanto una minaccia o un evento esterno possono danneggiare o degradare il sistema (Adger, 2006); la stabilità, che si riferisce alla tolleranza di un sistema nei confronti di disturbi transitori ed endogeni (la resilienza stessa è sinonimo di ripristino di stabilità a seguito di una perturbazione. Holling, 1973) e la robustezza. In particolare la robustezza rappresenta l'abilità del sistema di mantenere le proprie funzioni rispetto ad un disturbo esterno e cronico (Dawson et al., 2010). Nel caso specifico del paesaggio rurale tale disturbo viene identificato nell'attività di produzione agricola. Ma il livello di intensità della pratica (derivata sia dall'estensione dei coltivi rispetto alle aree seminaturali, sia dal tipo di tecniche agronomiche) si configura come agente di disturbo che influenza le funzioni ecologiche e ambientali del sistema stesso (ad esempio: capacità di autosostenersi, di mantenere stadi evolutivi utili per la diversità di habitat).

Il mantenimento della sostenibilità e delle caratteristiche dinamiche dei sistemi rappresenta quindi un obiettivo importante nella gestione degli agro-ecosistemi, tale da diventare un target a livello politico comunitario: si palesa, infatti, l'interesse per la conservazione della biodiversità come obiettivo internazionale. La biodiversità viene definita dalla Convenzione sulla Diversità Biologica come "variabilità degli organismi viventi di ogni origine, compresi gli ecosistemi terrestri, marini ed altri ecosistemi acquatici, ed i complessi ecologici di cui fanno parte; ciò include la diversità nell'ambito delle specie, tra le specie e tra gli ecosistemi" (OECD, 2001). Può essere analizzata in termini di diversità genetica (intraspecifica), di diversità delle specie (interspecifica) cioè numero di specie e popolazioni, e di diversità degli ecosistemi, relativa alla diversità degli organismi, dei processi e delle funzioni ecologiche negli ecosistemi. In generale il termine "biodiversità" viene associato alla conservazione di specie sia in ecosistemi naturali sia in agroecosistemi. Le differenze sostanziali tra i due ambiti, naturale e agroecosistemico, sono imputabili principalmente a differenze strutturali degli elementi costituenti (Moonen and Barberi, 2008): nel primo caso si tratta di aree percepite come matrici piuttosto omogenee, costituite da vari micro-habitat con differenti specie associate. Nel secondo caso, il paesaggio agricolo è composto da almeno due sotto-sistemi fortemente interagenti tra loro: i campi coltivati, ossia il sotto-sistema produttivo, e gli habitat semi-naturali o naturali che li circondano. La differenza è che i servizi ecosistemici forniti da un agroecosistema sono soprattutto i servizi che procurano benefici ai processi di produzione primaria e, attraverso questi, al genere umano. La conservazione della biodiversità difficilmente interessa questo comparto, ed è quindi

demandata al sotto-sistema naturale o semi-naturale, vale a dire alle zone del paesaggio non gestite a fini produttivi (Duelli and Obrist, 2003).

Tuttavia, se per il primo ambito di indagine, quello naturale, vale la citata definizione di biodiversità della Convenzione sulla Diversità Biologica, il concetto di biodiversità in sistemi gestiti e coltivati, agroecosistemi, si traduce principalmente nella nozione di agrobiodiversità.

Per agroecosistema si intende un ecosistema terrestre caratterizzato dai processi e dalle leggi dell'ecologia, ma fortemente antropizzato quindi controllato, nel suo funzionamento, dall'uomo con l'intento di generare servizi ecosistemici di tipo produttivo (produzione di biomassa ed energia). La nozione di agrobiodiversità, si presenta attraverso due componenti:

- la '*biodiversità programmata*', rappresentata dalle specie coltivate (e dall'allevamento) che dipendono dalle scelte dell'agricoltore, dall'organizzazione dell'azienda (per esempio nel tipo di tecnica adottata: monocoltura, rotazione) e dall'intensità di gestione (tipo e quantità di input produttivi, obiettivi di produzione);

- la '*biodiversità associata*', che comprende la flora e la fauna degli ambienti circostanti il coltivato (naturali o seminaturali) e dipende dalla struttura e dalla conduzione del paesaggio entro cui si trovano le colture (Vandermeer e Perfecto in Altieri, 1999), ossia dal paesaggio dell'azienda agricola. Entrambe le componenti sono interdipendenti e contribuiscono ai servizi dell'agroecosistema diventando gli elementi fondamentali dell'equilibrio ambientale del sistema coltivato.

Nelle politiche di sviluppo del settore agricolo sono state pianificate diverse strategie di gestione per incrementare un'agricoltura sostenibile che incentivi l'adozione di pratiche agricole con l'impiego di ridotti input produttivi, compatibili con il mantenimento delle porzioni semi-naturali dell'ambiente, e con la conservazione della biodiversità. La Comunità Europea ha varato nel 2001 il "Piano di Azione a favore della Biodiversità in Agricoltura" (CCE, 2001), strumento che si propone diversi obiettivi: sostenere pratiche agricole che hanno impatti positivi sulla conservazione della biodiversità; incentivare attività agricole sostenibili nelle aree ad elevata biodiversità; creare interesse per il mantenimento delle infrastrutture ecologiche e delle riserve genetiche. Gli obiettivi sono poi stati recepiti e tradotti dalle misure della Politica Agricola Comunitaria (PAC) (Direttiva 2003/1782/EEC). Nel 2005 l'Unione Europea (European Commission, 2005) ha definito politiche agro-ambientali che prevedono compensazioni agli agricoltori, riconoscendo loro la produzione di servizi per la collettività, con l'obiettivo di ridurre i rischi ambientali derivanti dall'agricoltura intensiva e di garantire la conservazione degli habitat naturali del paesaggio. La politica degli incentivi viene recepita dall'Italia e tradotta nelle misure,

definite dal Piano di Sviluppo Rurale (PSR), mirate all'uso di sistemi di produzione a basso impatto ambientale (agricoltura integrata e biologica); all'estensivizzazione delle produzioni; alla salvaguardia degli habitat di alto valore naturalistico e al generale mantenimento della biodiversità (ISPRA, 2010).

L'attenzione rivolta alle relazioni tra attività produttiva e biodiversità del paesaggio agricolo dalle politiche di sviluppo rurale è dimostrata dalla determinazione del concetto di area agricola ad alto valore naturale (*High Natural Value Farmland* - HNVF). Tale concetto nasce all'inizio degli anni '90 come strategia per preservare parti di territorio che ospitano alti livelli di biodiversità, o specie e habitat che dipendono dalla presenza di attività agricole non intensive e sono meritevoli di tutela a livello europeo, nazionale o regionale (Baldock et al., 1993).

La definizione è delineata dalle linee guida dell'UE (EEA, 2004), che si riferiscono al report di Andersen (2003). Secondo l'autore, i paesaggi che possono essere classificati come HNVF possono essere di tre tipi: il primo è caratterizzato da una copertura di vegetazione semi-naturale, come prati stabili, pascoli, prati poliennali a cui si associa elevata biodiversità; il secondo tipo comprende aree caratterizzate da un mosaico di piccoli appezzamenti coltivati, ma riconducibili a bassa intensità produttiva, associati alla presenza di elementi naturali e semi-naturali come alberi, cespugli, stagni, incolti o elementi lineari come fossati, corsi d'acqua, siepi, che possono costituire rifugio e alimentazione per diverse specie. Una terza tipologia comprende quelle aree agricole che, pur non rivestendo necessariamente le caratteristiche delle due tipologie precedenti, costituiscono habitat per specie rare o di interesse europeo, o semplicemente per un elevato numero di specie e habitat.

Non esiste una rigida separazione tra le tre tipologie di aree appena descritte e in alcuni casi si può verificare la sovrapposizione tra aree del terzo con quelle di primo e secondo tipo. Tuttavia, si stima che quasi il 50 % delle specie in Europa viva in habitat che dipendono dall'attività agricola (Kristensen, 2003) e che il 15–25 % della superficie agricola utilizzata, definibile come HNVF, non sia compreso in aree di tutela ambientale (EEA, 2004).

Nonostante il crescente interesse a livello istituzionale e i provvedimenti a larga scala, si continua ad assistere a rapidi processi di perdita di biodiversità e dei relativi beni e servizi ambientali (Kleijn et al., 2011). Nei paesaggi agricoli i processi sono accelerati dall'ancora diffuso utilizzo di pratiche non sostenibili, come l'impiego di pesticidi e fertilizzanti, la pratica di lavorazioni intensive meccanizzate, a cui si associano impoverimenti generalizzati sia a livello di suolo che a livello di componenti di paesaggio, come nel caso della diminuzione dei sistemi di

habitat naturali residuali (siepi frangivento, strisce inerbite ai margini dei campi coltivati, ambienti umidi ecc...(EEA, 2005).

L'impegno nello sviluppo delle strategie per l'agricoltura sostenibile è stato ampiamente indagato anche nei contesti di ricerca scientifica, ed è stato tradotto con la necessità di sviluppare tecniche di valutazione dei livelli di biodiversità che permettano il confronto tra diversi tipi di agricoltura e che consentano di osservare i risultati delle diverse gestioni (McLaughlin and Mineau, 1995). Robinson e Sutherland (2002) hanno quantificato i cambiamenti a carico della biodiversità in agricoltura nella Gran Bretagna del dopoguerra: i risultati mostrano una riduzione del 65% del numero di aziende agricole, ma un consistente aumento delle superfici coltivate, che ha portato ad una conseguente riduzione dell'eterogeneità del paesaggio e ad un aumento del rendimento economico di circa quattro volte il precedente. Questa evoluzione è stata responsabile di un'ampia diminuzione nella diversità e qualità degli habitat e del declino diffuso di molti gruppi di organismi, principalmente quelli considerati specialisti (Robinson e Sutherland, 2002).

Da qui, la necessità di individuare sistemi e strumenti di indagine in grado di caratterizzare gli ambiti territoriali e di configurarne adeguatamente i confronti.

1.2. Gli indicatori biotici

L'uso di gruppi di indicatori biotici è stato proposto per valutare gli effetti dei cambiamenti ambientali sulla biodiversità a diverse scale di studio sulla biodiversità (Buchs, 2003a). Tra le varie funzioni, il loro utilizzo si rivela decisivo per stabilire gli effetti degli schemi agro-ambientali sulla biodiversità nei paesi europei (Kleijn et al., 2006). Date le numerose e ampie applicazioni, è necessario che prima della scelta dell'indicatore sia predisposta una precisa analisi sugli obiettivi da raggiungere e sulla definizione delle procedure da adottare, per non indebolire l'efficacia e la credibilità degli indicatori ecologici stessi (Landres et al., 1988). La definizione di indicatore presuppone che essi, scelti per dimostrarsi sensibili alle sollecitazioni che interessano la biodiversità, siano considerati dei surrogati di altri attributi, altrimenti difficilmente misurabili, della qualità degli habitat e dei complessi di specie e habitat dei paesaggi agricoli (Donald and Evans, 2006). Il monitoraggio di un gruppo di indicatori viene quindi considerato un metodo efficace da un punto di vista di bilancio costi/benefici per ottenere una rapida valutazione dei cambiamenti associati con l'intensificazione dell'agricoltura e dei loro effetti (Buchs, 2003b).

Il concetto di indicatore è ampiamente studiato e dibattuto dalla comunità scientifica. Tra le definizioni esistenti, rappresentativo è il concetto di specie o insieme di specie ben abbinato a

caratteristiche specifiche del paesaggio, che reagisce a impatti e cambiamenti del paesaggio stesso (Paoletti, 1999). Gli indicatori hanno il ruolo fondamentale di definire la qualità del sistema, dal momento che sono taxa sensibili agli stessi stress che hanno effetti negativi sulla biodiversità, e la loro presenza o abbondanza può essere usata come un surrogato dell'impatto dei cambiamenti ambientali, quando risulta difficile misurare in maniera diretta la qualità dell'habitat (McGeogh, 1998).

La definizione di salute o qualità dell'ecosistema viene suggerita da Rapport (Rapport, 1995; Rapport et al., 1995) con diverse accezioni: assenza di segni di stress dell'ecosistema, capacità del sistema stesso di recuperare con velocità e completezza dopo uno stress (resilienza), mancanza di rischi o pericoli che mettono sotto pressione la composizione, la struttura o le funzioni dell'ecosistema.

Diverse tipologie di indicatori sono utilizzate nel contesto agro-ambientale e sono collegati ai concetti di qualità e biodiversità. Alcuni autori considerano la biodiversità di un sistema connessa a diverse funzioni, da quella ecologica-ambientale, a quella patrimoniale-estetica, a quella agronomica-produttiva. L'indagine sulla diversità di specie all'interno di una comunità, con particolare riferimento alle piante (Shea e Chesson, 2002), può portare a individuare processi di interazioni tra funzioni, in risposta, da un lato, a cambiamenti nella produttività (Paoletti et al., 1992; Gurr et al., 2003); dall'altro, in riferimento ad una maggior resistenza ambientale a seguito di disturbi biotici (Clergue et al., 2005).

Per semplificare la descrizione delle categorie di indicatori, il legame con le tipologie di funzioni che vengono espletate dalle diverse componenti dell'agroambiente (componente coltivata e componente naturale) si riflette su due principali categorie di indicatori (Moonen e Barberi, 2008): il primo tipo è rappresentato dai bioindicatori legati ai processi. Sono gruppi tassonomici a un livello trofico basso, di piccole dimensioni corporee, e per questo strettamente legati con i principali processi del sistema (decomposizione, ciclo dei nutrienti, stabilità del suolo ecc...), poco mobili, per i quali la struttura del paesaggio non influisce direttamente sul ciclo biologico a breve termine, ma può interferire con la dinamica di popolazione a lungo termine. Non avendo grande mobilità sono molto vulnerabili ai cambiamenti a piccola scala nella gestione del territorio. Il secondo tipo è rappresentato dai bioindicatori dello stato di salute del sistema. Questi sono specie di maggiori dimensioni corporee, maggiore mobilità, per le quali la configurazione e la struttura dell'ecosistema influiscono sulla presenza delle specie a diverse scale. Alle indagini sulla presenza, è quindi necessario associare valutazioni sulla salute e stabilità delle popolazioni animali per ottenere informazioni circa la salute del sistema. Se le due componenti si interfacciano positivamente, si può concludere che le condizioni ambientali sono

idonee alla sopravvivenza di popolazioni di indicatori, che i processi del sistema sono funzionali al punto da supportare diversi livelli trofici (rispetto ai livelli trofici rappresentati dagli indicatori di processi) e che la complessità e la struttura del paesaggio sono adattate a sostenere una popolazione o una comunità in buono stato di salute, condizione che si ripercuoterà agli altri livelli della rete trofica (Moonen e Barberi, 2008).

L'analisi del tipo di indicatore da utilizzare in relazione alle funzioni dell'ecosistema oggetto di studio non può prescindere dalle considerazioni sul livello di scala spaziale di indagine da adottare. Una recente review (Tews et al. 2004) ha dimostrato che i taxa più rappresentativi come indicatori in studi sull'eterogeneità ambientale a scala di habitat ("*habitat heterogeneity hypothesis*") sono costituiti da artropodi (39%) uccelli (33%) e mammiferi (22%). Per il primo gruppo, costituito da indicatori di piccole dimensioni (artropodi, carabidi, farfalle, insetti saproxilici), difficilmente si arrivano a definire le risposte alle variabili ambientali a livello tassonomico di specie, ma ci si limita ad indagare il livello di ordine. Essi inoltre rispondono all'eterogeneità ambientale in maniera diversificata a seconda della scala a cui vengono studiati: per micro- e meso- scale (tra 0,25 e 500 m²) gli effetti dell'eterogeneità dell'habitat (in termini di diversità di specie) sono positivi e significativi; per scale superiori le risposte cambiano, mostrano effetti negativi e relazioni non significative (Spitzer et al., 1997; Schiegg, 2000). Lo studio di indicatori di medie dimensioni (uccelli e piccoli mammiferi) può essere svolto a scale di studio più ampie, tra 1 ha e 1 km² (Kerley, 1992; Sullivan et al., 2000), permettendo quindi l'analisi delle risposte non solo a livello di habitat, ma anche a livello di ecosistema o di paesaggio (Tews et al., 2004).

I requisiti di base che gli indicatori ecologici dovrebbero possedere sono stati ampiamente considerati in una review di Hilty e Merenlender (2000), dalla quale è emersa l'importanza di possedere informazioni basilari, quali la buona conoscenza della biologia, della tassonomia, dei livelli di tolleranza di un taxon al disturbo e della correlazione con i cambiamenti dell'ecosistema. E' necessario conoscere la distribuzione e la mobilità delle specie di interesse. Sono necessari approfondimenti sulla nicchia trofica e sulla *life history* dei taxa selezionati (ad esempio sono buoni indicatori i gruppi con strategia riproduttiva di tipo r, basso o intermedio livello trofico, bassa variabilità sia genetica che ecologica, in modo che fluttuazioni random nella popolazione non impediscano il rilevamento degli stress dell'ecosistema ...). La scelta di un indicatore idoneo deve tenere conto anche di altre considerazioni: l'uso di gruppi di indicatori ad alto livello tassonomico (livello di famiglia o ordine) piuttosto che a livello tassonomico di specie, rischia di comprendere specie non appropriate e rende difficile il confronto tra siti diversi, a causa dell'elevata variabilità delle specie all'interno di un taxon (Perner and Malt, 2003).

Secondariamente, la scelta di gruppi endemici o specialisti fornisce informazioni puntuali sullo stato dell'ecosistema, ma impedisce l'estrapolazione delle risposte a livelli tassonomici superiori e rischia di non rappresentare completamente la complessità del sistema. Al contrario, gruppi considerati generalisti hanno un basso coefficiente di variabilità interno alla popolazione, che permette anche di valutare un campione di piccole dimensioni, e di ottenere indagini ad un elevato livello di precisione (Perner, 2003).

1.3. Gli indicatori in ambienti agricoli

In letteratura esistono numerosi lavori che studiano la validità di gruppi tassonomici come indicatori delle caratteristiche dei paesaggi agricoli (per es. Buchs, 2003), considerando una vasta gamma di taxa, dagli invertebrati (carabidi, anellidi o ragni), agli uccelli (*farmland birds*) e ai mammiferi (micro- e meso- mammiferi) (Moxey et al., 1998; Jepsen et al., 2005; Rao and Rogers, 2006).

Ognuno di questi taxa è funzionale per l'osservazione di risposte a specifici cambiamenti o caratteristiche del sistema. Gli invertebrati sono tra gli indicatori maggiormente utilizzati in agricoltura (Paoletti, 1999; Makowski et al., 2009). Paoletti e Bressan (1996) ne sottolineano la validità sia per studi di paesaggio e composizione del sistema, sia per approfondimenti sull'impatto del disturbo antropico sulle funzionalità degli stessi (inquinamento, funzioni del suolo, effetti del tipo di colture ecc...). Va aggiunto che spesso manca la conoscenza completa dei gruppi di organismi che popolano l'intero paesaggio, dato l'elevato numero di specie stimate in paesaggi misti delle regioni temperate (600-3000 specie) e dato l'incredibile variabilità di stadi evolutivi e di dimorfismo sessuale per ciascuna di esse (Paoletti et al., 1992; Dauber et al., 2005).

L'uso di altri gruppi, come i Lepidotteri, è ampiamente diffuso, anche se il campionamento di questo ordine richiede notevoli conoscenze tassonomiche per il riconoscimento (Weibull et al., 2000). I Lepidotteri sono considerati, idoneamente, un gruppo "ombrello", dal momento che la loro conservazione prevede anche la conservazione di altri taxa che vivono nei medesimi habitat (New, 1997). Tuttavia, non sempre è possibile estrapolare delle generalizzazioni a carattere globale, poiché le composizioni specifiche sono particolarmente influenzate da variazioni di piccola entità nel microclima e nella topografia. Studi osservano che la risposta dei Lepidotteri è legata alle variabilità ambientali a piccole scale di studio (Weibull et al., 2003) e osservano che le specie non rispondono uniformemente agli impatti provocati dalla frammentazione o dalle dimensioni delle patch (Summerville and Crist, 2001).

Una categoria particolarmente specifica di indicatori degli ambienti agricoli è quella dei “farmland birds”, uccelli legati agli ambienti agricoli prativi e steppici (BirdLife International, 2004) il cui programma di monitoraggio (*Pan European Common Bird Monitoring*) ha preso avvio grazie all'intervento del *European Bird Census Council* (EBCC) sulle strategie di implementazione di Rete Natura 2000 tra il 1996 e il 2003.

I *Farmland birds* sono generalmente considerati specie focali, nell'accezione di Lambeck (1997). Padoa-Schioppa et al. (2006) hanno considerato tali specie per la mappatura dell'idoneità ambientale di aree agricole e l'individuazione di habitat da sottoporre a ripristino al fine del miglioramento della qualità ambientale complessiva. Il lavoro ha evidenziato la necessità di studiare non solo i dati di abbondanza delle diverse specie, ma anche le caratteristiche biologiche e demografiche delle stesse quali il successo riproduttivo, il tasso di sopravvivenza, come sottolineato già da altri lavori (Van Horne, 1983). Va anche rilevata l'onerosità, in termini di tempo ed energie, che lo studio di tutte queste caratteristiche implica, a fronte delle critiche mosse nei confronti dell'attendibilità delle specie focali come indicatori rispetto ad altre specie. Viene evidenziato, infatti che la risposta alle condizioni ambientali può essere diversa per le diverse specie ed influenzata da interazioni intra-specifiche ed inter-specifiche (Lindenmayer et al., 2002). Inoltre, fattori limitanti per risorse e processi riguardanti specie ben conosciute possono non essere coerente con i fattori limitanti delle specie connesse a quelle focali (Newton, 1998).

L'uso di specie di avifauna nidificante indicatrici dei sistemi ambientali agricoli è diffuso soprattutto in Gran Bretagna (Chamberlain et al., 1999; Aebischer, 2000; Ausden and Hiron, 2002; Vickery et al., 2002, 2004; Henderson et al., 2004). Tuttavia alcuni autori criticano la scelta dell'avifauna come indicatore di biodiversità (Gregory et al., 2004; 2005). Gli uccelli hanno una buona contattabilità e sono ben distribuiti e abbondanti negli habitat agroforestali. Specie specializzate nello sfruttamento di risorse “a terra”, quali i siti di nidificazione, rappresentano spesso degli indicatori delle perturbazioni dei sistemi agricoli o forestali (Angelstam et al., 2003; Bennett et al., 2004). Tuttavia, le abitudini migratorie e gli ampi raggi di diffusione e movimento, rendono spesso difficile collegare le popolazioni con le perturbazioni tipiche di sistemi “terrestri” (Gregory et al., 2003). Inoltre, le dimensioni del corpo intermedie fanno sì che siano più lenti nel rispondere numericamente ad un cambiamento ambientale e che per farlo utilizzino scale spaziali più ampie, se comparati con taxa che hanno dimensioni corporee minori (Caro e O'Doherty, 1999).

1.4. I mammiferi come indicatori ecologici

Tra i lavori che confrontano taxa di indicatori ecologici per esaminare le diverse risposte alle modificazioni ambientali, quelli che indagano le variazioni che incidono sugli ecosistemi a livello ecologico, cioè di presenza di tipologie di habitat, di connettività o di frammentazione, a confronto in un contesto ampio di paesaggio, mettono in luce che i mammiferi di piccole dimensioni sono il gruppo che risponde in maniera più specifica e che fornisce un'analisi più completa degli effetti delle variabili oggetto di studio (Davies and Pullin, 2007). Questo perché rispondono a determinate caratteristiche: dimensioni del corpo piccole, tempi di generazioni brevi, tassi metabolici e turnover alti, distribuzione intermedia, sia cosmopolita sia endemica, e abbondanza delle specie elevata negli ambienti da indagare. In tal modo, i cambiamenti ambientali che alterano la sopravvivenza delle specie si manifestano in tempi rapidi e evidenti, e sono immediatamente percepibili anche da chi studia queste associazioni (Caro and O'Doherty, 1999; Hilty and Merenlender, 2000). A questo si aggiunga la considerazione che i gruppi di specie che presentano una discreta endemicità e che non sono direttamente legati per la loro sopravvivenza ad habitat degradati, sono da considerarsi i più forti indicatori per il monitoraggio e le valutazioni degli impatti ambientali (Bonvicino et al., 2002).

Alcuni casi di studio confermano questa scelta. I piccoli mammiferi (sia terrestri sia volanti) sono stati ampiamente utilizzati come indicatori anche in contesti non strettamente agricoli. Si possono citare come esempio studi in cui vengono indagati in relazione alla quantità di radiazioni al suolo in un'area contaminata radioattivamente: le loro risposte sono misurate sulla base dei cambiamenti nelle abitudini alimentari (Mascanzoni et al., 1990). Sono utilizzati per comprendere gli impatti delle variazioni a livello di riscaldamento globale: le maggiori influenze si registrano con cambiamenti nelle composizioni delle comunità di specie selvatiche (Szpunar et al., 2008). Sono considerati tra i più validi strumenti per misurare i processi di frammentazione, di perdita di habitat, di isolamento in ambienti forestati o naturalizzati, attraverso misure di presenza/assenza, di distribuzione, di abbondanza, ma anche in relazione alle caratteristiche demografiche delle popolazioni (Fitzgibbon, 1997; Delin and Andrén, 1999; Gerlach and Musolf, 2000; Mortelliti et al., 2009).

Fuller et al. (2005) utilizzano i chiroterri come indicatori ambientali per lo studio, ad ampia scala, degli effetti di pratiche agricole di tipo convenzionale e di tipo organico sulle variazioni di biodiversità. Queste specie si dimostrano validi indicatori, e dimostrano che i più alti livelli di biodiversità risultano associati all'agricoltura biologica, dove ambienti seminaturali trovano una maggior estensione e copertura nel paesaggio. Il contributo dei chiroterri si traduce nella

necessità di ottenere degli habitat sempre più strutturati e differenziati, in modo da favorire una sempre maggiore abbondanza di prede. E' stato dimostrato, infatti, che il declino delle popolazioni di pipistrelli in tutta Europa è strettamente connesso con l'intensificazione dell'agricoltura (Hutson, 2001) e con la diminuzione degli insetti prede negli habitat idonei. Questo, congiuntamente con il loro basso tasso di fecondità, ma anche l'elevata longevità e sopravvivenza, ne fanno delle specie particolarmente sensibili ai cambiamenti ambientali e estremamente condizionate dalla limitazione delle risorse, e per questo interessanti indicatori delle alterazioni a larga scala (Wickramasinghe et al., 2004). Tuttavia, non sempre la risposta dei chiroterri ad alterazioni ambientali, tipo l'incremento degli input agrochimici, o il cambiamento della destinazione di uso del suolo in patch agricole, è rilevante e immediata, ma piuttosto condizionata dalla scala di studio a cui le alterazioni vengono indagate e dall'analisi di altre variabili che a queste scale sono connesse (Pocock and Jennings, 2008).

Macdonald et al. (2007) hanno considerato come gli effetti del mantenimento di schemi agroambientali, che inducono gli agricoltori ad adottare sistemi colturali ecologicamente sostenibili, e l'obbligo della messa a riposo di molti appezzamenti coltivati (*set-aside*), in Gran Bretagna, ha degli effetti immediatamente positivi per la conservazione della fauna selvatica, e questo si traduce con incrementi nell'abbondanza per il mantenimento di popolazioni vitali di piccoli mammiferi, ottenendo tali risultati a diverse scale di studio. L'approccio di studio multiscalare si adatta bene a indagare le risposte dei piccoli mammiferi, anche in considerazione di disturbi a scale temporali diversificate, a breve o lungo termine. Le risposte sono necessariamente di tipo specie specifico, ma i risultati raggiunti portano ulteriormente alla conclusione che elementi quali l'abbondanza e la composizione di comunità di piccoli mammiferi, sono importanti strumenti per valutare gli effetti dei disturbi antropici (Leis et al., 2007).

Dalla letteratura emerge che i mammiferi di piccole dimensioni sono particolarmente connessi a studi in cui i pattern di ricchezza, composizione e abbondanza delle comunità vengono utilizzati come parametri di valutazione degli effetti prodotti da variazioni ambientali. Queste possono avere origine non antropica, come gradienti ecologici, geografici, altitudinali (Patterson et al., 1989; Yu, 1994) o gradienti biogeografici (Monjeau et al., 1997), ma anche essere originati da alterazioni indotte dall'uomo, come nel caso dei processi di frammentazione e di perdita di ambienti naturali boscati (Fitzgibbon 1997; Dooley & Bowers, 1998; Nupp & Swihart 2000; Silva et al. 2005; Mendel & Vieira 2003; Panzacchi et al. 2010). L'analisi delle popolazioni di piccoli mammiferi terrestri è diventata via via più importante (Ausden & Hirons, 2002; Büchs, 2003; Smith et al. 2005; Pocock & Jennings 2008). D'altra parte, studi che indagano

le capacità di resilienza del sistema e che hanno come oggetto il mantenimento della resilienza stessa in ecosistemi disturbati, devono necessariamente focalizzare la loro attenzione su specie di indicatori ecologici che possiedano, tra le loro caratteristiche, quella di essere abbondanti e ben distribuiti, e che risultano avere quindi un'influenza ecologica maggiore rispetto a specie a rischio o vicine ai livelli di estinzione (Duelli and Obrist, 2003).

Bonvicino et al. (2002) attribuiscono agli ordini dei roditori e degli insettivori un ruolo indiscutibile e estremamente utile come indicatori di qualità ambientale, soprattutto se per le indagini si utilizza un pool di specie congiuntamente, e non una singola specie, e se viene condotta un'attenta indagine preliminare sul grado ecologico di ciascuna all'interno del sistema di studio. Gli autori delineano i campi di indagine in cui possono essere applicate le diverse specie, raggruppate in funzione della loro ecologia e distribuzione: le specie ubiquitarie e quelle antropofile non possono essere considerate indicatori diretti delle alterazioni antropiche, ma possono essere inclusi in valutazioni sull'incremento dell'alfa e beta diversità negli habitat; le specie rare e specialiste sono buoni indicatori della qualità ambientale e possono essere utili per pianificare la conservazione di unità territoriali, ma a livello puntuale e specifico per ambienti inalterati; le specie endemiche, che generalmente caratterizzano aree a gestione conservativa, sono indicatori di elevata biodiversità e la loro distribuzione può delimitare unità territoriali da conservare.

Agli ordini di roditori e insettivori che abitano gli ambienti rurali è stato spesso attribuito il ruolo di "nocivi", cioè specie che causano danni ai prodotti dell'agricoltura, e quindi sono stati monitorati sotto questa accezione (Santini, 1977). D'altro canto, il loro ruolo ecologico è indiscusso, in quanto costituiscono la principale biomassa di prede negli agroecosistemi (Harris et al., 2000), e influenzano direttamente la biomassa e la diversità di specie predatrici e livelli trofici sia superiori che inferiori, essendo a loro volta (nel caso degli insettivori) predatori di altre specie (Giraudeau et al., 1997; Moore et al., 2003; Mortelliti et al., 2010b). Basti considerare che la sopravvivenza di alcuni rapaci è influenzata negativamente dalla perdita di prede dovuta all'intensificazione dell'agricoltura (Tucker and Heath, 1994). Avendo un tale impatto sul successo vitale e riproduttivo di predatori, sia tra gli uccelli che tra i mammiferi, la salute e la qualità delle popolazioni di piccoli mammiferi è la chiave per la conservazione di ambienti agricoli e seminaturali (Bates and Harris, 2009). Grazie all'ampia conoscenza della biologia e dell'ecologia, alla facilità con cui possono essere contattati e campionati, e alla possibilità di collegare la loro presenza con caratteristiche del paesaggio facilmente identificabili, i piccoli mammiferi sono utilizzati come modelli per lo studio di relazioni tra la distribuzione delle specie

e la struttura del paesaggio (Fahrig and Merriam, 1985; Jorgensen, 2002; Jepsen et al., 2005; Mortelliti and Boitani, 2007).

Emerge quindi che diversi gruppi tassonomici di mammiferi possono essere considerati legittimamente, sia da punto di vista funzionale che tassonomico, validi indicatori ecologici (Pocock and Jennings, 2008). Se questa valutazione viene rivolta, in particolar modo, alle specie con dimensioni corporee limitate, ma con un range di mobilità e di uso del territorio intermedio rispetto ad altri taxa (avifauna e invertebrati), allora si ottiene un valore aggiunto che eleva queste specie a indicatori di approcci multiscalarari. In altre parole, essi possiedono tutte le caratteristiche ecologiche, come una sufficiente mobilità, per rispondere alle alterazioni ad ampie scale di paesaggio o unità agroecosistemiche (Tattersall et al., 1999; Todd et al., 2000), e dimensioni corporee, metabolismo e esigenze spaziali limitate per rispondere alle variazioni locali di patch o di singolo tipo di habitat (Tew et al., 2000; Macdonald et al., 2007).

1.5. I piccoli mammiferi terrestri e le scale di studio

Il concetto di scala è un elemento fondamentale attinente agli studi di ecologia del paesaggio. L'interpretazione di dinamiche di singole popolazioni animali all'interno di un paesaggio è sempre più spesso sottoposta ad un'analisi il cui punto di osservazione è rappresentato dalla definizione paesaggistica delle scale di osservazione (Dodson et al., 2000). Forman e Godron (1986) delineano i principi di interazione tra specifici pattern (intesi come diversi arrangiamenti di elementi del paesaggio) e processi ecologici, in relazione alle dinamiche temporali e spaziali che intercorrono in un paesaggio. Verso la fine degli anni '80, O'Neill ed altri (O'Neill et al., 1986) hanno evidenziato che i sistemi ambientali si prestano ad essere letti secondo l'organizzazione gerarchica per la quale è possibile passare da un sistema di rango inferiore ad uno di rango superiore attraverso un cambiamento di scala. Da qui derivano due concetti importanti:

- i fattori interni ai sistemi rispondono a scale spaziali e temporali diverse;

- negli studi vanno considerate diverse scale, la scala alla quale si verifica l'oggetto dello studio, il livello di scala superiore che controlla e limita quello studiato, e il livello inferiore che fornisce i dettagli per poter spiegare quanto osservato al livello di interesse (O'Neill et al., 1986).

Da qui la necessità di studiare il fenomeno di interesse ad una precisa scala di indagine, considerando anche altre scale che possono avere interazioni con lo stesso fenomeno (Wiens et al., 1993; Wu and Loucks, 1995).

La multiscalarità, assume particolare importanza se si considerano studi che indagano le relazioni tra attività agricola e biodiversità, in cui le osservazioni non possono essere condotte solo ad una grana spaziale di dettaglio (McLaughlin & Mineau 1995) ma in cui il paesaggio stesso deve essere incluso come una delle unità di studio. Infatti, il paesaggio come livello di organizzazione del sistema ambientale è sede di relazioni che legano le dinamiche di specie animali con i processi di disturbo. Per questo rappresenta il corretto riferimento per interventi di mantenimento o di incremento della biodiversità a livello dell'intero mosaico agricolo (Büchs, 2003). La review di Mazerolle e Villard (1999) fornisce un ulteriore contributo nel considerare le caratteristiche dei paesaggi come variabili esplicative in grado di predire la presenza o l'abbondanza di specie quando variabili locali sono già conosciute, e nel delineare l'importanza dei vertebrati come indicatori dei sistemi agricoli, in quanto unico gruppo la cui presenza e abbondanza può essere direttamente influenzata dalle alterazioni alla scala di paesaggio.

Gli studi sui piccoli mammiferi come indicatori ecologici si possono definire come indagini che investigano la possibilità di collegare la loro presenza con caratteristiche del paesaggio facilmente identificabili. Grazie alle peculiarità esposte nel precedente paragrafo, questo può avvenire a diverse scale di studio: per esempio, tra tipologie di habitat all'interno dello stesso paesaggio (*site level*), oppure all'interno della complessiva unità di paesaggio (*regional scale*, Delattre et al., 1996); a livello di unità agroambientale (*farm scale*) o a livello di singola patch di campionamento (*field scale*, Macdonald et al., 2007).

Da questi presupposti, appare fondamentale la definizione della scala di studio a cui le associazioni di piccoli mammiferi devono essere indagate, per ottenere risposte valide ai disturbi e alle trasformazioni ambientali (Jennings and Pocock, 2009). Tuttavia, diversi autori evidenziano che l'analisi della risposta dei piccoli mammiferi alla complessità del paesaggio agricolo, non sempre è condotta alla scala spaziale idonea. Se da un lato infatti molte indagini si riferiscono ad una scala spaziale limitata, come quella di "plot" o di "patch" di campionamento (Bowers & Dooley 1993; Bowman et al. 2000), altri lavori dimostrano che il metodo di studio più rappresentativo per indagare le risposte alle alterazioni ambientali prevede il confronto tra diverse scale spaziali per analizzare le variazioni sia in termini di abbondanza e diversità delle comunità (Burel et al., 1998; Silva et al. 2005), sia in termini di fitness delle popolazioni (Dooley & Bowers 1998; Tattersall et al. 2004). Altri approcci multi-scala partono da osservazioni a livello di paesaggio per dare indicazioni circa la struttura di comunità a livello di tipologie di habitat (Bowers et al. 1996; Panzacchi et al. 2010). Ciononostante, in letteratura esistono pochi esempi di studi che mettono a confronto direttamente tra loro diverse tipologie di paesaggio per

indagare le caratteristiche delle cenosi animali che li abitano all'estensione spaziale di *landscape* (Silva et al., 2005; Michel et al., 2006; Fischer et al., 2011).

1.6. Ecologia dei piccoli mammiferi e distribuzione in Friuli Venezia Giulia

Le specie appartenenti all'ordine *Rodentia* sono tra le più utilizzate nella bioindicazione delle variazioni strutturali e funzionali di un ecosistema. Questo è dovuto alla loro ampia diffusione negli ecosistemi a carattere agro-forestale di molta parte d'Europa e della penisola italiana. L'alimentazione delle specie, essenzialmente vegetariana e granivora, le porta ad appetire i semi di colture diffuse, quali ad esempio frumento e mais (Topo selvatico, *Apodemus sylvaticus*), colture da frutto e ortive (Arvicole del genere *Microtus*, come *M. arvalis*) o, più semplicemente, semi di varie specie di piante erbacee e arboree reperibili in ambienti agricoli (Canova e Fasola, 1993).

Tra queste, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779) predilige zone aperte come prati, incolti, frutteti, margini e scarpate inerbite. In ambienti fortemente soggetti alle lavorazioni agricole, la specie è presente e si insedia prevalentemente nei margini e negli incolti inerbiti (Delattre et al., 1996). In Italia è limitata alla porzione nord-orientale, nelle regioni del Trentino Alto-Adige, Veneto, Friuli Venezia Giulia ed Emilia Romagna. In Friuli Venezia-Giulia che le sue preferenze ecologiche ne fanno l'arvicola dominante degli ambienti coltivati di bassa e media quota (Lapini et al. 1995): la specie è molto comune sia nelle fasce geografiche delle colline moreniche, sia nell'alta che nella bassa pianura friulana. Può spingersi anche all'interno delle aree prealpine, ma a quote maggiori (900-1000 m s.l.m.) la sua presenza viene soppiantata da quella della congenere *M. agrestis* (Linneus, 1771). La maggiore termofilia e la dipendenza, per l'alimentazione, da specie floristiche tipiche di habitat umidi di radura di alta quota, fanno sì che la specie sia localizzata in regione nelle fasce geografiche delle Alpi Tolmezzine, Alpi Giulie e Alpi Carniche. La congenere *M. liechtensteini* (Wettstein, 1927), con la quale è spesso possibile confondere *M. arvalis*, è una presenza puntiforme nelle fasce planiziali della regione, ma è comune nell'area collinare, e le sue specifiche preferenze ecologiche ne fanno una specie legata piuttosto rigorosamente ai margini degli ecosistemi forestali. Tra le altre Arvicole, *Arvicola amphibius* sottospecie *italicus* (Savi, 1839) risulta ampiamente diffusa in tutta la pianura friulana e in buona parte delle zone basso-collinari ai piedi delle Prealpi. L'ecologia acquatica e semidiurna della specie le fanno preferire ambienti umidi come fossi, stagni, paludi fino ai 300 m s.l.m. e canali di irrigazione posti anche in zone agricole (Lapini & Paolucci 1994).

La famiglia dei Muridi presenta sicuramente le specie più ubiquitarie tra i roditori. *Apodemus sylvaticus* (Linneus, 1758) è specie dalla biologia ed ecologia ampiamente conosciuta, essendo uno dei mammiferi più diffusi. E' generalista, ad amplissima valenza ecologica grazie all'estrema capacità di adattarsi alle più disparate situazioni ambientali, che ne fanno una specie opportunistica dal punto di vista delle abitudini alimentari. Predilige la presenza di copertura vegetale negli habitat frequentati (Tattersall et al., 2001). Per questi motivi è di facile reperimento negli ecosistemi agroforestali, dove si adatta a vivere nei boschi residuali più o meno frammentati dalla matrice agricola, nelle siepi, nei fossati e negli incolti, mentre non è molto diffuso nei vasti boschi mesofili di collina o di montagna (Capizzi and Santini, 2007). In Italia è presente in tutta la penisola e nelle isole. In Friuli Venezia Giulia si distribuisce lungo tutte le fasce geografiche della regione, con particolare predilezione per le fasce della pianura coltivata, mentre nelle zone collinari, alpine e prealpine, coabita con *A. flavicollis* (Melchior, 1834). Nei casi di simpatria, il rapporto numerico tra le due specie è sempre a favore di *A. sylvaticus* (Lapini et al., 1995). Tuttavia, la congenere tende a prevalere negli ecosistemi vicini al climax forestale, situati lungo le fasce alpine e prealpine della regione. Per queste ragioni, *A. flavicollis* manca completamente dalle fasce planiziali, e può essere considerata localizzata nelle fasce collinari antistanti le Prealpi. La distribuzione geografica è dunque fortemente influenzata dai requisiti ecologici della specie, piuttosto specifici in termini di habitat. Essa, infatti, predilige ambienti poco disturbati, ed è strettamente legata alle aree forestali, con preferenze per i boschi di latifoglie maturi (Debernardi et al., 2003; Locatelli and Paolucci, 1998). Di conseguenza, i requisiti alimentari ne fanno una specie altamente specialista, granivora, con contenuto consumo di invertebrati che si limita al periodo primaverile-estivo. Altra specie congenere alle precedenti è *A. agrarius* (Pallas, 1771), estremamente localizzata in Italia, dal momento che abita le zone pianeggianti della sola Italia settentrionale, dal Friuli Venezia Giulia alla Lombardia, ma senza specifica continuità. E' una specie plastica (Capizzi and Filippucci, 2008) con caratteristiche di specificità intermedie rispetto alle sue congeneri. Ha un'elevata capacità di movimento, ma predilige ambienti provvisti di elevata diversità ambientale, dove abita le aree ecotonali, le aree marginali dei boschi, le aree cespugliate, come siepi e boschetti, pur non disdegnando, per l'alimentazione, i campi coltivati. Si nutre, in maggior misura rispetto alle congeneri, di cibo di origine animale. Queste caratteristiche ne fanno una specie comune nelle aree della regione Friuli coperte da boscaglie o da coltivi ricchi di siepi, mentre tende a scomparire dove l'agricoltura segue la coltivazione estensiva (Lapini et al., 1995).

Nell'ordine *Soricomorpha* è possibile annoverare specie fortemente legate agli agroambienti, con riferimento all'unico rappresentante della famiglia *Talpidae* presente in Friuli Venezia Giulia,

Talpa europaea Linneus, 1758, e ad alcuni rappresentanti della famiglia *Soricidae*, suddivisa a sua volta nelle due sottofamiglie *Soricinae* e *Crocidurinae*.

Per quanto riguarda *Talpa europea*, essa si presenta come la specie del genere *Talpa* più studiata in Europa, a causa della sua ampia diffusione. Le abitudini ecologiche ne fanno una specie fossoria, adattata a vivere in ambienti diversificati, tra cui giardini, prati, ma anche coltivi e boschi (Loy, 2008), e la rendono spesso un utile indicatore per esplorare gli effetti delle pratiche culturali sulle dinamiche di popolazione (Morilhat et al., 2007; Garcia-Lopez de Hierro et al., 2012).

In riferimento a soricini e corcidurini, l'alimentazione e le caratteristiche biologiche di questi gruppi ne fanno delle specie particolarmente sensibili, a causa delle ridotte dimensioni corporee e dell'alto tasso metabolico (Peltonen and Hanski, 1991), e per questo motivo selettive in termini di habitat. Tra le specie del genere *Sorex*, si menziona *Sorex araneus* (Linneus, 1758), specie euriecia, tra le più diffuse sul territorio nazionale (ad esclusione di Puglia e isole) e sul territorio regionale. Qui frequenta gli ambienti più disparati e lo si ritrova facilmente sia nella fascia della pianura alluvionale, sia nelle zone collinari, pur selezionando attivamente zone umide con folta copertura vegetale. Abita le fasce geografiche planiziali della regione a quote basse o intermedie. Nell'area planiziale della pianura padano-veneta la specie è vicariata dalla congenere *Sorex arunchi*, il cui status tassonomico è tuttora in fase di revisione e secondo alcuni autori potrebbe confluire in *Sorex antinorii*, il toporagno del vallese, recentemente riportato a rango specifico (Brunner et al. 2002). Fra i toporagni del genere *Neomys*, solo *N. anomalus* (Cabrera, 1907), diffuso su tutta la penisola italiana, si trova localizzato nelle fasce dell'alta e bassa pianura friulana e lungo la fascia collinare, dal momento che, in quanto specie igrofila e termofila, predilige ambienti umidi come torbiere, scoline e fossati inerbiti (Lapini et al., 1995). A più ampia valenza ecologica e a maggiori preferenze xerofile, le due specie di *Crocidura*. *C. leucodon* (Hermann, 1780) è ampiamente diffusa lungo la penisola italiana, e in regione Friuli è comune lungo tutte le fasce geografiche, pur presentando preferenze leggermente termofile per aree boscate, arbustate o semiboscate. Può frequentare anche le aree agricole purché si tratti di agricoltura non intensiva (Bon et al., 1995). La congenere *C. suaveolen* (Pallas, 1811), simpatica e sintopica con la precedente (Amori et al., 1996; Canova, 1992), con la medesima distribuzione ubiquitaria sul territorio nazionale, in Friuli è molto comune in tutte le zone di pianura, collina e mezza montagna, in cui predilige habitat aperti e ricchi di siepi. Tali preferenze ecologiche fanno sì che la sua abbondanza sia sempre maggiore rispetto a quella della congenere, e la rendono l'insettivoro dominante degli agroecosistemi della pianura friulana (Lapini et al., 1995), con diffusione anche nelle zone agricole della fascia collinare.

Questa esplorazione ecologica preliminare mette in luce le specie potenzialmente interessate dalle modificazioni e dai disturbi operati sui territori agricoli della regione oggetto di studio, e permette di valutare quali caratteristiche ecologiche siano fondamentali nel definire la maggior valenza di una specie come bioindicatore. Tuttavia, allo stato attuale delle conoscenze, esistono lavori sull'aggregazione specifica delle comunità di piccoli mammiferi nell'Italia Nord-Orientale, ma negli ambienti agricoli o di bassa pianura le informazioni sono ancora carenti. La maggior parte dei lavori si riferisce ad ambienti montani e boscati (Bon et al. 1992; Locatelli & Paolucci 1998; Bon et al. 1995; Zanghellini et al. 2004; Bon et al. 2007), anche per la regione Friuli Venezia Giulia (Miolo, 1976; Lapini and Paolucci, 1994; Locatelli & Paolucci, 1998). Il più importante studio che analizza la composizione delle comunità animali in Friuli Venezia Giulia, e che ordina e definisce i risultati dei lavori precedenti, è probabilmente quello di Lapini et al. (1995). Tuttavia, in tempi più recenti, lo stesso autore (Lapini, 2009), sottolinea come molti studi regionali siano ancora carenti di indicazioni sulla composizione e localizzazione delle comunità nelle diverse situazioni ambientali della regione.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli studi di Udine

1.7. BIBLIOGRAFIA

- Adger, W.N., 2006. Vulnerability. *Global environmental change* 16, 268–281.
- Aebischer, N.J., 2000. Ecology and conservation of lowland farmland birds, British Ornithologist Union. ed. Tring, UK.
- Amori, G., Angelici, F.M., Prigioni, C., Vigna Taglianti, A., 1996. The mammal fauna of Italy: a review. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 8, 3–7.
- Andersen, E. (eds.), 2003. Developing a high nature value farming area indicator. (EEA Internal Report). European Environment Agency., Copenhagen.
- Angelstam, P., Butler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G., Roberge, J.-M., 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40, 473–482.
- Ausden, M., Hirons, G.J.M., 2002. Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. *Biological Conservation* 106, 279–291.
- Baldock, D., Beaufoy, G., Bennet, G., Clark, J., 1993. Nature conservation and new directions in the EC Common Agricultural Policy. Institute for European Environmental Policy (IEEP). ed. London.
- Bates, F.S., Harris, S., 2009. Does hedgerows management on organic farms benefit small mammal populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 124–130.
- Bennett, A.F., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R.D., Mac Nally, R., 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation* 119, 191–206.
- Berkes, F., Folke, C. (eds.), 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience, Cambridge University Press. ed. Cambridge.
- BirdLife International, 2004. Birds in the European Union: a status assessment., BirdLife International. ed. Wageningen, Netherlands.
- Bon, M., Baldin, M., Scarton, F., 2007. Distribuzione ed ecologia delle comunità di piccoli mammiferi nella Laguna di Venezia (Mammalia: Insectivora, Rodentia). *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia* 58, 293–318.

- Bon, M., Paolucci, P., Mezzavilla, F., De Battisti, R., Vernier, E., 1995. Atlante dei Mammiferi del Veneto, Lavori Soc. Ven. Sc. Nat. Suppl. vol. 21. ed.
- Bon, M., Roccaforte, P., Sirna, G., 1992. Primi dati sui micromammiferi della gronda lagunare di Venezia mediante analisi della borre di *Tyto alba* (Scopoli, 1769). Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia 41, 265–273.
- Bonvicino, C.R., Lindbergh, S.M., Maroja, L.S., 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. Brazilian Journal of biology 62, 765–774.
- Bowers, M.A., Dooley, J.L.J., 1993. Predation hazard and seed removal by small mammals: microhabitat versus patch scale effects. Oecologia 94, 247–254.
- Bowers, M.A., Gregario, K., Brame, C.J., Matter, S.F., Dooley, J.L., 1996. Use of space and habitats by meadow voles at the home range, patch and landscape scales. Oecologia 105, 107–115.
- Bowman, J., Forbes, G., Dilworth, T., 2000. The spatial scale of variability in small-mammal populations. Ecography 23, 328–334.
- Brunner, H., Lugon Moulin, N., Hausser, J., 2002. Alps, genes, and chromosomes: their role in the formation of species in the *Sorex araneus* group (Mammalia, Insectivora), as inferred from two hybrid zones. Cytogenetic and Genome Research 96, 85–96.
- Buchs, W., 2003a. Biodiversity and agri-environmental indicators—general scopes and skills with special reference to the habitat level. Agriculture, ecosystems & environment 98, 35–78.
- Buchs, W., 2003b. Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture—introduction and background. Agriculture, ecosystems & environment 98, 1–16.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., others, 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. Acta oecologica 19, 47–60.
- Canova, L., 1992. Distribution and habitat preference of small mammals in a biotope of the north Italian plain. Italian J. of Zoology 59, 417–420.
- Canova, L., Fasola, M., 1993. Food habits and trophic relationships of small mammals in six habitats of the northern Po plain (Italy). Mammalia - International Journal of the Systematics, Biology and Ecology of Mammals 57, 189–199.

- Capizzi, D., Filippucci, M.G., 2008. , in: Fauna d'Italia. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Calderini, Bologna, p. pp. 1000.
- Capizzi, D., Santini, L., 2007. I roditori italiani. Ecologia, impatto sulle attività umane e sugli ecosistemi. Delfino Editore.
- Caro, T.M., O'Doherty, G., 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13, 805–814.
- CCE, 2001. Piano di azione a favore della biodiversità. Agricoltura (No. COM (2001) 162), Volume III. Commissione delle Comunità Europee, Bruxelles.
- Chamberlain, D., Wilson, A.M., Browne, S.J., Vickery, J.A., 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology* 36, 856–870.
- Clergue, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S., 2005. Biodiversity: Function and Assessment in Agricultural Areas: A Review. *Sustainable Agriculture* 25, 309–327.
- Davies, Z.G., Pullin, A.S., 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape ecology* 22, 333–351.
- Dawson, T.P., Rounsevell, M.D.A., Kluvánková-Oravská, T., Chobotová, V., Stirling, A., 2010. Dynamic properties of complex adaptive ecosystems: implications for the sustainability of service provision. *Biodiversity and conservation* 19, 2843–2853.
- Debernardi, P., Patriarca, E., Reutter, B., 2003. Contribution to the knowledge of *Apodemus* genus in the Gran Paradiso National Park. *Hystrix-the Italian Journal of Mammalogy* 14.
- Delattre, P., Giraudeau, P., Baudry, J., Quéré, J.P., Fichet, E., 1996. Effect of landscape structure on Common Vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several space scales. *Landscape Ecology* 11, 279–288.
- Delin, A.E., Andrén, H., 1999. Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape. *Landscape Ecology* 14, 67–72.
- Dodson, S.I., Allen, T.F.H., Carpenter, S.R., Ives, A.R., Jeanne, R.L., Kitchell, J.F., Langston, N.E., Turner, M.G., 2000. ECOLOGIA. Zanichelli, Bologna.
- Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes - DONALD - 2006 - *Journal of Applied Ecology* - Wiley Online Library. *Journal of Applied Ecology* 43, 209–218.

- Dooley, J.L., Bowers, M.A., 1998. Demographic responses to habitat fragmentation: experimental test at the landscape and patch scale. *Ecology* 79, 969–980.
- Duelli, P., Obrist, M. k., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 87–98.
- EEA, 2004. High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges (EEA Report No. No 1/2004). European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- EEA, 2005. Agriculture and environment in EU-15 — the IRENA indicator report. (EEA Report No. No 6/2005). European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- European Commission, 2005. Agri-environment Measures. Overview on General Principles, Types of Measures, and Application, Agriculture: Report and Studies. European Commission. Directorate General for Agriculture and Rural Development Unit G-4 - Evaluation of Measures applied to Agriculture, Studies.
- Fahrig, L., Merriam, G., 1985. Habitat Patch Connectivity and Population Survival. *Ecology* 66, 1762–1768.
- Fischer, C., Thies, C., Tscharntke, T., 2011. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 1130–1136.
- Fitzgibbon, C.D., 1997. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology* 34, 530–539.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. *Landscape ecology*, J. Wiley & sons. ed. NewYork.
- Fuller, R., Norton, L., Feber, R., Johnson, P., Chamberlain, D., Joys, A., Mathews, F., Stuart, R., Townsend, M., Manley, W., Wolfe, M., Macdonald, D., Firbank, L., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1, 431–434.
- Garcia-Lopez de Hierro, L., Moleon, M., Lupianez, D.G., Virgos, E., Jimenez, R., 2012. Positive and negative unintended human-induced effects on Iberian mole abundance at the edge of its distribution area. *Mammalian Biology* in press.
- Gerlach, G., Musolf, K., 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in Bank Voles. *Conservation Biology* 14, 1066–1074.

- Giraudoux, P., Delattre, P., Habert, M., Quéré, J.P., Deblay, S., Defaut, R., Duhamel, R., Moissenet, M.F., Salvi, D., Truchetet, D., 1997. Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*): a land use and landscape perspective. *Agriculture, ecosystems & environment* 66, 47–60.
- Gregory, R.D., Noble, D., Field, R., Marchant, J., Raven, M., Gibbons, D.W., 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12, 11–24.
- Gregory, R.D., Van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W., 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360, 269–288.
- Gregory Shriver, W., Hodgman, T.P., Gibbs, J.P., Vickery, P.D., 2004. Landscape context influences salt marsh bird diversity and area requirements in New England. *Biological Conservation* 119, 545–553.
- Gurr, G.M., Wratten, S.D., Luna, J.M., 2003. Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology* 4, 107–116.
- Harris, S., McLaren, G., Morris, M., Morris, P.A., Yalden, D., 2000. Abundance/mass relationships as a quantified basis for establishing mammal conservation priorities., in: *Priorities for the Conservation of Mammalian Biodiversity: Has the Panda Had Its Day?* Entwistle, A., Dunstone, N. (Eds.), Cambridge, pp. 101–117.
- Henderson, I.G., Vickery, J.A., Carter, N., 2004. The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biological Conservation* 118, 21–32.
- Hilty, J., Merenlender, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92, 185–197.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1–23.
- Hutson, A. m., 2001. *Microchiropteran Bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan*, World Conservation Union. ed. Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- ISPRA, 2010. Multifunzionalità dell'azienda agricola e sostenibilità ambientale (Rapporti No. 128/2010). ISPRA, Roma.
- Jennings, N., Pocock, M.J.O., 2009. Relationships between Sensitivity to Agricultural Intensification and Ecological Traits of Insectivorous Mammals and Arthropods. *Conservation Biology* 23, 1195–1203.

- Jepsen, J., Topping, C., Oddersk\ær, P., Andersen, P., 2005. Evaluating consequences of land-use strategies on wildlife populations using multiple-species predictive scenarios. *Agriculture, ecosystems & environment* 105, 581–594.
- Jorgensen, E.E., 2002. Small mammals: consequences of stochastic data variation for modeling indicators of habitat suitability for well-studied resource. *Ecological Indicators* 1, 313–321.
- Kerley, G.I.H., 1992. Ecological correlates of small mammal community structure in the semi-arid Karoo, South Africa. *Journal of Zoology* 227, 17–27.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Johl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9, 243–254.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharrntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 474–481.
- Kristensen, S.P., 2003. Agricultural restructuring in Denmark from 1980 to 2000 – emerging environmental priorities. *Geographia polonica* 76, 13–37.
- Lambeck, R.J., 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11, 849–856.
- Landres, P.B., Verner, J., Thomas, J.W., 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation biology* 2, 316–328.
- Lapini, L., 2009. Micromammiferi della riserva naturale “Lago di Cornino” (Forgaria nel Friuli, Udine, Italia nord-orientale). *Gortania, Botanica, Zoologia* 31, 143–170.
- Lapini, L., Dall’Asta, A., Dublo, L., Spoto, M., Vernier, E., 1995. Materiali per una teriofauna dell’Italia Nord-orientale. *Gortania - Atti Mus. Friul. St. Nat.* 17, 107–119.
- Lapini, L., Paolucci, P., 1994. *Arvicola terrestris sherman* (Shaw, 1801) in North-eastern Italy (Mammalia, Arvicolidae). *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia* 43, 231–234.
- Leis, S.A., Leslie, D.M., Engle, D.M., Fehmi, J.S., 2007. Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. *Environmental Monitoring and Assessment* 137, 75–84.

- Locatelli, R., Paolucci, P., 1998. The structure of small mammal communities in some alpine habitats. *Hystrix-the Italian Journal of Mammalogy* 10, 41–48.
- Loy, A., 2008. , in: *Fauna d'Italia. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia*. Calderini, Bologna, p. pp. 1000.
- Macdonald, D.W., Tattersall, F.H., Service, K.M., Firbank, L.G., Feber, R.E., 2007. Mammals, agri-environment schemes and set-aside - what are the putative benefits? *Mammal Review* 37, 259–277.
- Makowski, D., Tichit, M., Guichard, L., Van Keulen, H., Beaudoin, N., 2009. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. *Journal of Environmental Management* 90, S139–S146.
- Mascanzoni, D., Von Bothmer, S., Mattei, T., Cristaldi, M., 1990. Small mammals as biological indicators of radioactive contamination of the environment. *The Science of the Total Environment* 99, 61–66.
- Mazerolle, M.J., Villard, M.A., 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* 6, 117–124.
- McGeogh, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73, 181–201.
- McLaughlin, A., Mineau, P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 55, 201–212.
- Mendel, S.M., Vieira, M.V., 2003. Movement distances and density estimation of small mammals using the spool-and-line technique. *Acta Theriologica* 48, 289–300.
- Michel, N., Burel, F., Butet, A., 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica* 30, 11–20.
- Miolo, R., 1976. Contributo alla conoscenza della fauna a micromammiferi (Insectivora-Rodentia) del Monte Coglians-Passo Volajaia (Udine). *Studi Trentini di Scienze Naturali* 56, 187–195.
- Monjeau, J.A., Sikes, R.S., Birney, E.C., Guthmann, N., Phillips, C.J., 1997. Small mammal community composition within the major landscape divisions of Patagonia, southern Argentina. *Mastozoología Neotropical* 4, 113–127.
- Moonen, A.C., Barberi, P., 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127, 7–21.

- Moore, N.P., Askew, N., Bishop, J.D., 2003. Small mammals in new farm woodlands. *Mammal Review* 33, 101–104.
- Morilhat, C., Bernard, N., Bournais, C., Meyer, C., Lamboley, C., Giraudoux, P., 2007. Responses of *Arvicola terrestris scherman* populations to agricultural practices, and to *Talpa europaea* abundance in eastern France. *Agriculture, ecosystems & environment* 122, 392–398.
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Rondinini, C., Boitani, L., 2010. Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: current status and future priorities. *Mammal Review* 40, 125–154.
- Mortelliti, A., Boitani, L., 2007. Estimating species' absence, colonization and local extinction in patchy landscapes: an application of occupancy models with rodents. *Journal* 273, 244–248.
- Mortelliti, A., Santulli Sanzo, G., Boitani, L., 2009. Species' surrogacy for conservation planning: caveats from comparing the response of three arboreal rodents to habitat loss and fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 18, 1131–1145.
- Moxey, A., Whitby, M., Lowe, P., 1998. Agri-environmental indicators: issues and choices. *Land Use Policy* 15, 265–269.
- New, T.R., 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation* 1, 5–12.
- Newton, I., 1998. *Population Limitation in Birds*, Academic Press. ed. London.
- Nupp, T.E., Swihart, R.K., 2000. Landscape-level correlates of small mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81, 512–526.
- O'Neil, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H., 1986. *A hierarchical concept of the ecosystem*, Princeton University Press. ed. Princeton, NJ.
- OECD, 2001. *Environmental indicators for agriculture. Volume 3 - Method and results. Agriculture and food*.
- Padoa-Schioppa, E., Baietto, M., Massa, R., Bottoni, L., 2006. Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6, 83–93.
- Panzacchi, M., Linnell, J.D., Melis, C., Odden, M., Odden, J., Gorini, L., Andersen, R., 2010. Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest-farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 259, 1536–1545.

- Paoletti, M.G., 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 1–18.
- Paoletti, M.G., Bressan, M., 1996. Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Review in Plant Sciences* 15, 21–62.
- Paoletti, M.G., Pimentel, D., Stinner, B.R., Stinner, D., 1992. Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 40, 3–23.
- Patterson, B.D., Meserve, P.L., Lang, B.K., 1989. Distribution and Abundance of Small Mammals along an Elevational Transect in Temperate Rainforests of Chile. *Journal of Mammalogy* 70, 67–78.
- Peltonen, A., Hanski, I., 1991. Patterns of island occupancy explained by colonization and extinction rates in shrews. *Ecology* 42, 1698–1708.
- Perner, J., 2003. Sample size and quality of indication—a case study using ground-dwelling arthropods as indicators in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 125–132.
- Perner, J., Malt, S., 2003. Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 169–181.
- Perry, D.A., 1995. Self-organizing systems across scales. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 241–244.
- Pocock, M.J., Jennings, N., 2008. Testing biotic indicator taxa: the sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. *Journal of Applied Ecology* 45, 151–160.
- Rao, N.H., Rogers, P.P., 2006. Assessment of agricultural sustainability. *Curr. Sci* 91, 439–448.
- Rapport, D.J., 1995. Ecosystem Health: More than a Metaphor? *Environmental Values* 4, 287–309.
- Rapport, D.J., Gaudet, C.L., Calow, P., 1995. Evaluating and Monitoring the Health of Large Scale Ecosystems., Springer Verlag. ed, NATO ASI Series. D. Rapport, C.L. Gaudet and P. Calow, New York.
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39, 157–176.

- Santini, L., 1977. European Field Voles of the Genus *Pitymys* McMurtrie and their Damage in Agriculture, Horticulture and Forestry. EPPO Bulletin 7, 243–253.
- Schiegg, K., 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience* 7, 290–298.
- Shea, K., Chesson, P., 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 170–176.
- Silva, M., Hartling, L., Opps, S.B., 2005. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological conservation* 126, 556–568.
- Smith, R.K., Vaughan Jennings, N., Harris, S., 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35, 1–24.
- Solbrig, O.T., 1991. From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. IUBS-SCOPE-UNESCO.
- Spitzer, K., Jaros, J., Havelka, J., Leps, J., 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation* 80, 9–15.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., 2000. Small Mammals and Stand Structure in Young Pine, Seed-Tree, and Old-Growth Forest, Southwest Canada. *Ecological Applications* 10, 1367–1383.
- Summerville, K.S., Crist, T.O., 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82, 1360–1370.
- Szpunar, G., Aloise, G., Mazzotti, S., Nieder, L., Cristaldi, M., 2008. Effect of global climate change on terrestrial small mammal communities in Italy. *Fresenius Environmental Bulletin* 17, 1526–1533.
- Tattersall, F., Macdonald, D., Hart, B., Manley, W., 2004. Balanced dispersal or source-sink-do both models describe wood mice in farmed landscapes? *Oikos* 106, 536–550.
- Tattersall, F.H., Hart, B.J., Manley, W.J., Macdonald, D.W., Feber, R.E., 1999. Small mammals on set-aside blocks and margins. *Aspects of Applied Biology* 54, 131–138.
- Tattersall, F.H., Macdonald, D.W., Hart, B.J., Manley, W.J., Feber, R.E., 2001. Habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in a changeable arable landscape. *Journal of Zoology* 255, 487–494.

- Tew, T., Todd, I., Macdonald, D., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*).
2. Microhabitat. *Journal of Zoology* 250, 305–311.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79–92.
- Todd, I., Tew, T., Macdonald, D., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*).
1. Macrohabitat. *Journal of Zoology* 250, 299–303.
- Tucker, G.M., Heath, M.F., 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*, BirdLife International. ed. Cambridge.
- Turner, I.B.L., Meyer, W., 1994. Global land-use and land-cover change: an overview., in: *Changes in Land Use and Land Cover: a Global Perspective*. Meyer W.B., Turner II B.L. (eds.), Cambridge, pp. 3–10.
- Urban, D.L., O’Neil, V., Shugart H.H. Jr., 1987. Landscape ecology: A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. *BioScience* 37, 119–127.
- Van Horne, B., 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management* 893–901.
- Vickery, J., Carter, N., Fuller, R.J., 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, ecosystems & environment* 89, 41–52.
- Vickery, J.A., Bradbury, R.B., Henderson, I.G., Eaton, M.A., Grice, P.V., 2004. The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation* 119, 19–39.
- Weibull, A.C., Bengtsson, J., Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743–750.
- Weibull, A.C., Östman, Ö., Granqvist, A., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and conservation* 12, 1335–1355.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Vaughan Jennings, N., 2004. Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology* 18, 1283–1292.

Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B., Ims, R.A., 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66, 369–380.

Wu, J., Loucks, O.L., 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *Q. Rev. Biol.* 70, 439–466.

Yu, H., 1994. Distribution and abundance of small mammals along a subtropical elevational gradient in central Taiwan. *Journal of Zoology* 234, 577–600.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

2. OBIETTIVI DELLA RICERCA

La pressione esercitata sul territorio dall'intensificazione delle pratiche agricole comporta l'aumento della disponibilità di spazio a favore delle coltivazioni e la contrazione della quota di superficie occupata da habitat naturali, che si traduce generalmente nella semplificazione delle strutture del paesaggio e della composizione delle comunità animali che abitano gli ecosistemi agricoli. Lo studio degli effetti di tali impatti è ampiamente basato sull'utilizzo di indicatori ecologici, caratterizzati da determinate peculiarità, che li rendono idonei a rispondere in maniera diversificata ai cambiamenti dell'ambiente in cui vivono (Tews et al., 2004; Clergue et al., 2005; Moonen and Barberi, 2008). Tuttavia pochi studi indagano il fenomeno attraverso confronti tra i diversi livelli di aggregazione delle specie di indicatori (comunità e popolazioni) con i diversi livelli di organizzazione gerarchica del paesaggio (singolo habitat, mosaico di habitat o paesaggio locale, intero pattern di paesaggio), e considerando al contempo elementi che compongono il pattern di paesaggio rurale, sia di tipo naturale che di tipo coltivato. Gli indicatori ecologici scelti sono rappresentati dai piccoli mammiferi, in quanto sufficientemente mobili e longevi da poter essere considerati utili indicatori di risposta a diverse scale spaziali e temporali, nonché indicativi delle problematiche di conservazione della biodiversità.

La presente ricerca prende l'avvio dall'assunto che l'intensità dell'utilizzo agricolo del territorio, produce effetti sulle comunità animali che vi risiedono e che queste comunità siano indotte a rispondere in maniera diversa alla struttura e composizione dell'ambiente in cui vivono presentando diversi livelli di adattamento. In base a tali risposte è possibile valutare se la gestione e organizzazione del territorio coltivato si indirizzi verso condizioni di sostenibilità ambientale ed è possibile individuare quali strategie si possano utilizzare per mantenere la stabilità e la diversità del sistema.

Sulla base di queste considerazioni e partendo dall'esame dei livelli di aggregazione in cui si organizzano la componente biotica (indicatori ecologici) e la componente abiotica (pattern di paesaggio) oggetto dello studio, si vuole trovare risposta ad alcuni quesiti di ricerca, in particolare:

1. indagare come varia la diversità e la composizione delle comunità animali al decrescere della naturalità del paesaggio rurale;
2. indagare le relazioni tra la fitness delle popolazioni di piccoli mammiferi in mosaici agricoli in relazione con il diverso tipo di habitat ed il paesaggio circostante;
3. comprendere se esistano delle relazioni tra la diversità delle comunità animali e la composizione e configurazione del paesaggio.

La ricerca si propone di testare due ipotesi: 1) lungo un gradiente di incremento dell'intensificazione dell'agricoltura, a cui corrisponde un gradiente speculare di diminuzione della disponibilità di habitat seminaturali, si instaura un processo di impoverimento, perdita di complessità e diversità delle comunità di piccoli mammiferi; 2) le popolazioni animali considerate indicatori ecologici degli agroecosistemi, con riferimento ai piccoli mammiferi, sono condizionate dalla struttura dell'ambiente in cui vivono in modo diverso a seconda della scala di indagine.

Si intende quindi analizzare la realtà del sistema coltivato e delle comunità animali che lo abitano da un punto di partenza e di osservazione che non è quello prettamente biologico e specie-specifico, ma piuttosto ecologico e di organizzazione del paesaggio.

L'obiettivo del lavoro è quello di identificare e testare un set di indici per la caratterizzazione delle aggregazioni di piccoli mammiferi, che vivono in paesaggi agricoli, a diversi livelli ecologici di organizzazione (specie, popolazione, comunità) e l'individuazione di relazioni tra questi e la struttura del paesaggio a diverse scale spaziali di indagine (patch, paesaggio locale, paesaggio complessivo).

Gli obiettivi specifici sono:

1. studiare le comunità di piccoli mammiferi in aree agricole considerando habitat coltivati e seminaturali, lungo un gradiente di diversa intensità di utilizzo del suolo agricolo;
2. studiare come le caratteristiche demografiche e la fitness delle popolazioni siano in relazione con i diversi tipi di habitat (coltivati e seminaturali), con le loro caratteristiche geometriche e con la composizione e configurazione del pattern di paesaggio, indagando la relazione a diverse scale spaziali.

3. APPROCCIO METODOLOGICO

L'approccio metodologico impiegato per la risoluzione dei quesiti che questa ricerca si pone e per il raggiungimento dei sopracitati obiettivi (*Cap. 2*) è stato articolato in quattro fasi (*Figura 3.1*):

FASE 1) caratterizzazione dei pattern di paesaggio e identificazione delle dinamiche di cambiamento lungo un gradiente di intensità dell'uso agricolo del suolo;

FASE 2) studio dei piccoli mammiferi come indicatori ecologici attraverso l'analisi delle comunità e delle popolazioni;

FASE 3) realizzazione del disegno sperimentale;

FASE 4) indagine, articolata in due step, delle relazioni tra caratteristiche delle specie animali e pattern di paesaggio coltivato a diverse scale spaziali di studio.

3.1. FASE 1) Caratterizzazione del pattern di paesaggio

La prima fase ha previsto la scelta preliminare di alcune aree di studio (*Figura 3.2*) che fossero rappresentative della gamma di possibili paesaggi agricoli individuati in maniera random all'interno di tre fasce geografiche della regione: area collinare, alta pianura e bassa pianura friulana. Sono state quindi considerate sei aree, i cui usi del suolo sono stati rilevati mediante fotointerpretazione di ortofoto a colori (risoluzione 0,5 x 0,5 m), realizzate da riprese aeree effettuate nel maggio del 2006 (Geoportale Nazionale – Regione FVG). Le carte di uso del suolo sono state realizzate alla scala 1:3000 con legenda basata sul progetto Corine Land Cover al IV livello. Per le elaborazioni è stato utilizzato il software ArcGIS® (ESRI).

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

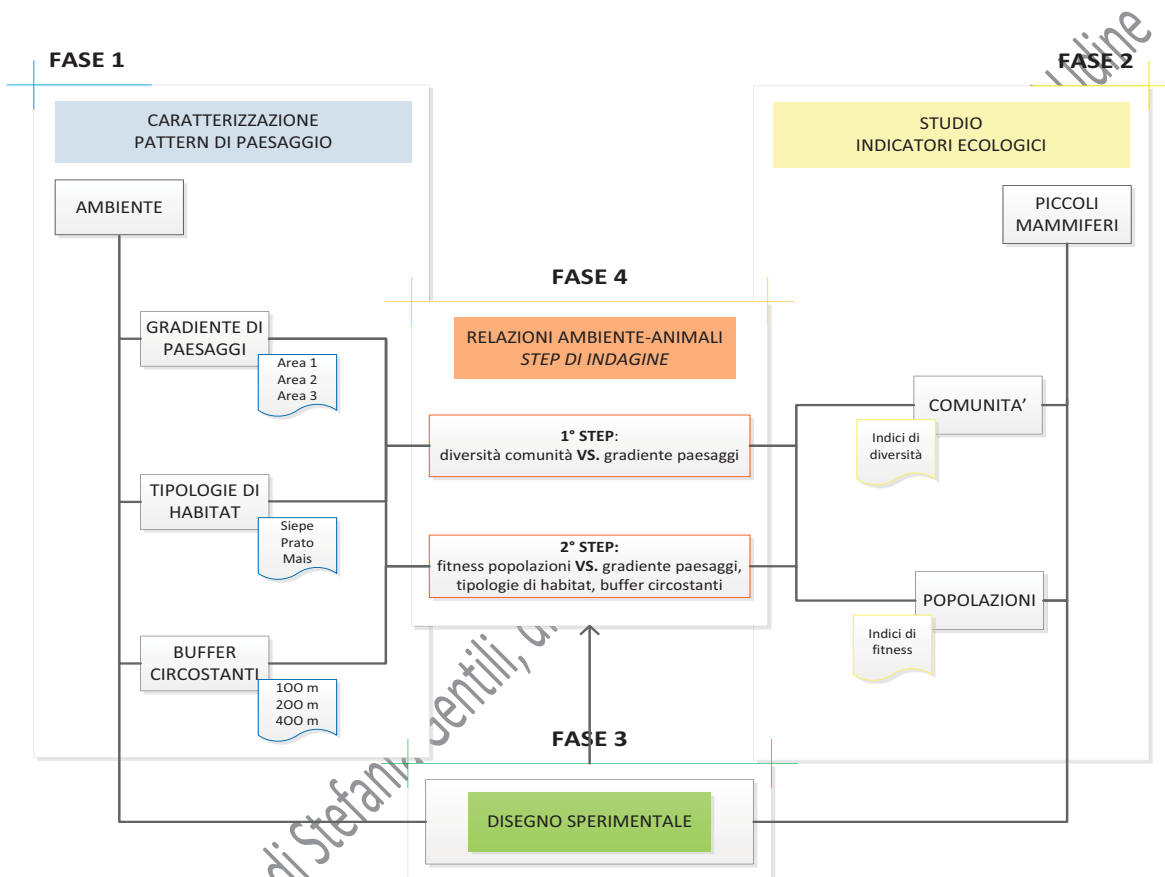


Figura 3.1. Diagramma a flussi rappresentativo dell'approccio metodologico adottato nella ricerca, articolato in quattro fasi: FASE 1) caratterizzazione dei livelli gerarchici del pattern di paesaggio (a sinistra); FASE 2) studio dei livelli di aggregazione degli indicatori ecologici e campionamento dei piccoli mammiferi (a destra); FASE 3) elaborazione del disegno sperimentale (al centro, in basso); FASE 4) indagine delle relazioni tra specie animali e paesaggio coltivato, articolata in due step (al centro, in alto).

FASE 1

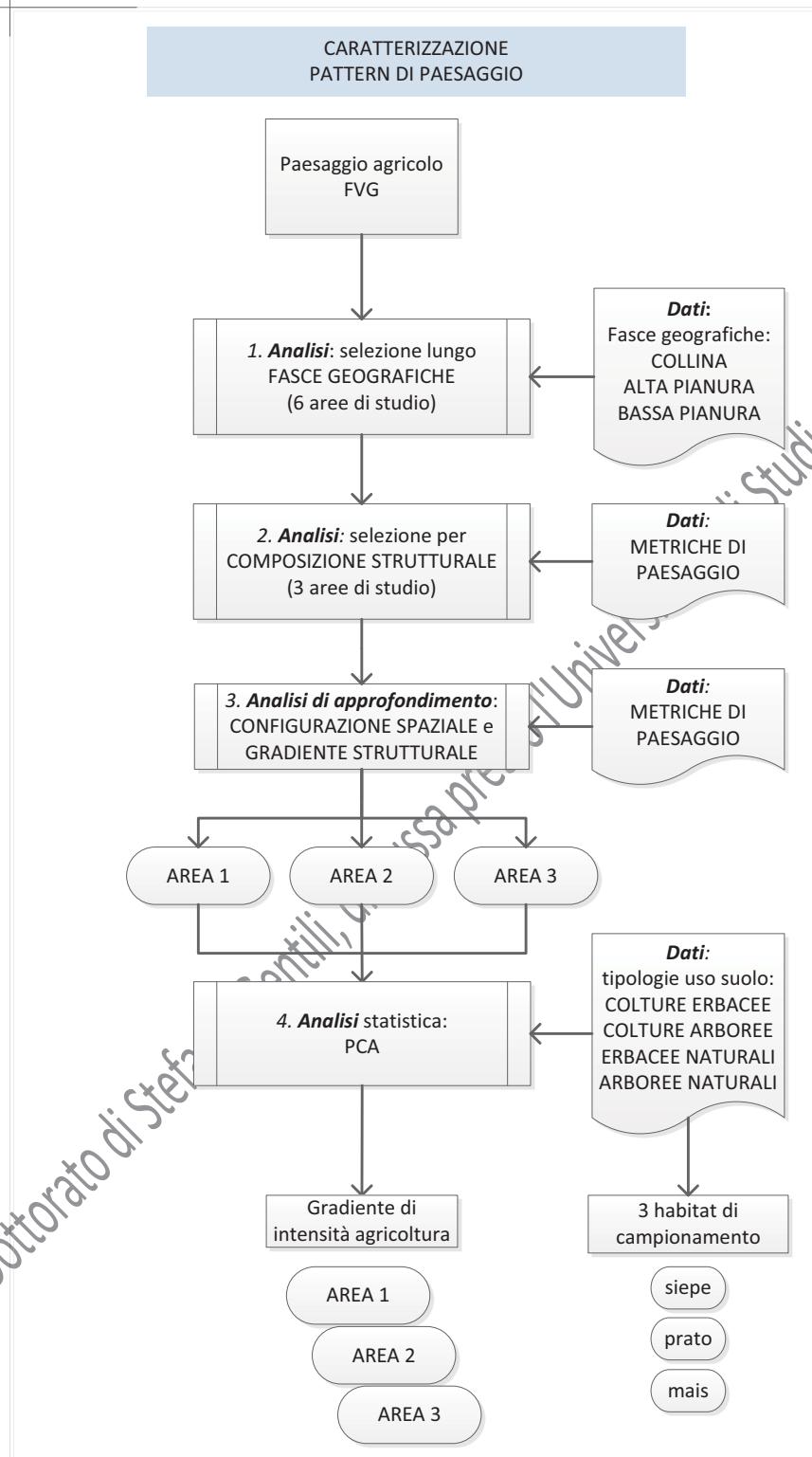


Figura 3.2. Diagramma a flussi rappresentativo dell'approccio metodologico adottato per caratterizzare il pattern di paesaggio rurale.

Tra queste sei aree, tre sono state selezionate sulla base dei seguenti criteri: presenza di usi del suolo di tipo sia agricolo sia naturale, ampiezza dell'area di studio tale da ospitare un numero adatto di repliche spaziali per pianificare un corretto disegno sperimentale (habitat distanti almeno 400 m), diversità nel pattern di paesaggio e nell'isolamento degli habitat naturali. Per approfondire la descrizione delle tre aree scelte, la composizione strutturale, la diversità e l'isolamento dei paesaggi sono stati indagati mediante indici di paesaggio calcolati con il software Fragstat® 3.3 (McGarigal et al., 2002): percentuale di copertura degli habitat coltivati (PLAND); indice di Shannon, rappresentativo della diversità del paesaggio (*Shannon Diversity Index* - SHI); distanza euclidea minima tra patch della stessa categoria, espressione dell'isolamento del paesaggio (*Euclidean Nearest Neighborhood* - ENN).

In seguito, sono stati caratterizzati i pattern di paesaggio considerando un gradiente di utilizzo del suolo agricolo crescente, cui corrisponde un gradiente di presenza di habitat naturali decrescente, che differenzia le aree di studio. Per descrivere i fattori e le dinamiche che regolano i gradienti è stato utilizzato un test statistico di analisi delle componenti principali (PCA). A questo scopo, è stato considerato un intorno delle patch oggetto di rilievo pari ad un buffer da 200 m di raggio (indicato come paesaggio locale) ritenuto indicativo della struttura dell'intero pattern.

Le classi di uso del suolo all'interno del buffer sono state riclassificate in quattro macro classi, sulla base dell'intensità dell'attività antropica ad esse connessa: 1) colture erbacee (seminativi, prati polifiti); 2) colture arboree (impianti artificiali, pioppeti, vigneti); 3) erbacee naturali (prati stabili, orli); 4) arboree naturali (boschi, siepi). Come parametri strutturali sono state scelte misure di composizione, quali la percentuale di copertura di ciascuna macro classe, e la densità delle patch appartenenti alla classe, e misure di configurazione spaziale, relative all'arrangiamento delle macro classi all'interno del pattern di paesaggio. Tra queste sono state calcolate l'area media delle patch nella classe, l'indice della patch più grande (*largest patch index*) e il raggio di estensione delle patch nella classe (*radius of gyration*).

In seguito sono state selezionate tre tipologie di habitat rappresentative del paesaggio rurale da includere nel disegno di campionamento (Figura 3.3): un habitat seminaturale, la siepe, ampiamente riconosciuto come uno degli elementi a maggior valenza ambientale ed ecologica nel contesto agroecosistemico (Nazzi et al., 1988; Bennett, 1990; Moxey et al., 1998; Aude et al., 2003; Firbank, 2005; Padoa-Schioppa et al., 2006; Davies and Pullin, 2007; Bates and Harris, 2009); un habitat con livello di disturbo intermedio, il prato, in cui l'intervento dell'uomo è limitato a pochi momenti durante l'arco dell'anno, anch'esso con ampia valenza funzionale nel

pattern agricolo (Szacki and Liro, 1991; Basquill and Bondrup-Nielsen, 1999; Dauber and Wolters, 2004; Kleijn and van Zuijlen, 2004; Schmidt et al., 2009); un habitat disturbato e soggetto a continue alterazioni, il coltivo a mais, che tuttavia può fungere da ambiente di rifugio e alimentazione per alcune specie animali adattate a vivere in questo contesto (Wiens, 1976; Vickery et al., 2002; Millan de la Pena et al., 2003; Henderson et al., 2004; Heroldova et al., 2007).

Lo studio considera l'approccio proposto da O'Neil et al. (1986) per la teoria gerarchica, secondo la quale per un fenomeno di interesse è necessario definire la scala funzionale allo stesso, accanto all'analisi delle relazioni con i processi che agiscono a livelli gerarchici adiacenti (Urban et al., 1987). Per questo motivo sono stati considerati la scala di paesaggio, rappresentata dal *gradiente strutturale* che lega le tre aree di studio; il paesaggio locale, rappresentato da tre *buffer circolari* le patch di campionamento, della misura di 100 m, 200 m e 400 m di raggio. Tali dimensioni identificano lo spazio immediatamente adiacente alla patch di campionamento (100 m) e la capacità di movimenti istantanei della maggior parte di piccoli mammiferi in ambienti agricoli (200 e 400 m) (Szacki and Liro, 1991). Infine, la scala di patch, considerando le *tipologie degli habitat* scelte per il campionamento.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Milano



Figura 3.3. Esempi di habitat di campionamento: 1) prato; 2) siepe; 3) coltivo a mais.

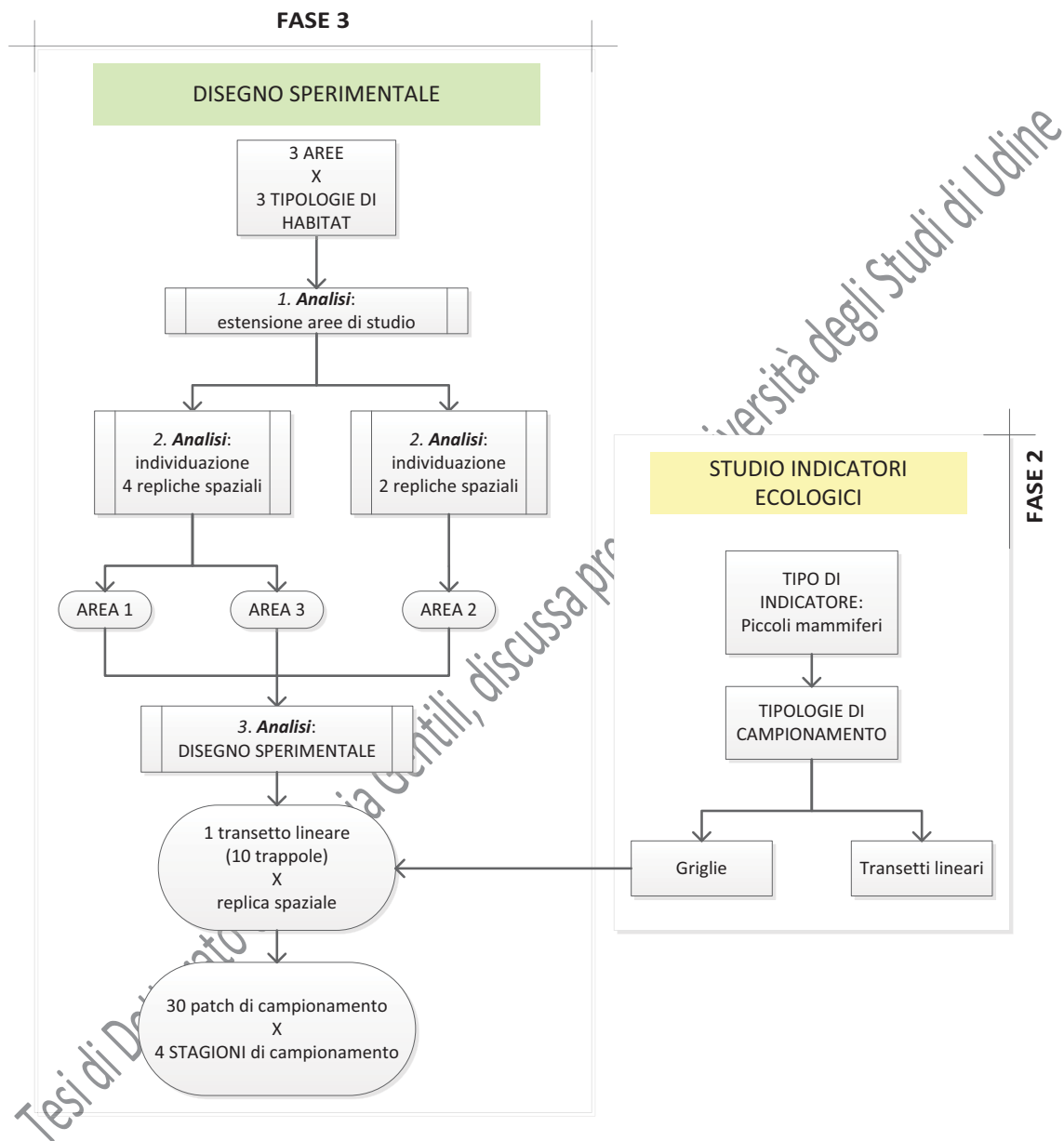


Figura 3.4. Diagramma a flussi rappresentativo del disegno sperimentale (FASE 3) e riassuntivo dell'approccio metodologico adottato per lo studio degli indicatori ecologici (FASE 2).

3.2. FASE 2) Studio dei piccoli mammiferi come indicatori ecologici attraverso l'analisi delle comunità e delle popolazioni

Le possibilità rappresentate dall'uso di piccoli mammiferi come indicatori ecologici devono essere necessariamente rapportate alla scelta dei corretti protocolli di campionamento, in funzione degli obiettivi di studio. La ricerca ha come obiettivo il confronto tra diversi livelli di indagine a diverse scale spaziali: area di studio, tipo di habitat, tipi di specie e caratteristiche delle popolazioni ecc... Il metodo di campionamento scelto ha tenuto conto della necessità di replicare spazialmente e temporalmente i tipi di habitat oggetto di studio e dell'esigenza di ottenere indici rappresentativi sia della composizione sia dello stato di salute delle popolazioni da indagare (Figura 3.4). I metodi di cattura utilizzati per i piccoli mammiferi si distinguono in base al tipo di trappole utilizzate e in base all'arrangiamento spaziale delle stesse trappole nelle patch di campionamento.

Per questa ricerca si è scelto di utilizzare sia trappole del tipo a caduta, sia trappole del tipo a cassetta.

L'uso di trappole a caduta, chiamate *pitfall traps*, permette di reperire campioni e di conservarli per successive analisi. E' spesso utilizzato per ottenere un quadro completo e oggettivo delle specie presenti in un'area di studio, dal momento che non è un metodo di cattura selettivo. Per questo motivo, tuttavia, spesso non è condiviso dalla comunità scientifica internazionale in quanto chiaramente invasivo e potenzialmente dannoso anche per altre specie, non considerate specie target (insetti, aracnidi, anfibi, ecc...). Il metodo è comunque ampiamente utilizzato (Peltonen e Hanski, 1991; Cagnin et al., 1998; Panzacchi et al., 2010), in seguito alle indicazioni di protocollo di Pankakoski (1979), ed è impiegato sia con l'aggiunta di *drift fences*, recinzioni per indirizzare gli individui alla trappola (Zukal and Gaisler, 1992; Mortelliti and Boitani, 2009), sia senza, metodo per altro ritenuto meno invasivo (Hanski e Kuitunen, 1986; Peltonen et al., 1989; Zanghellini et al., 2004; Mortelliti and Boitani, 2007b).

L'uso di trappole *a vivo* del tipo a cassetta (tipo Longworth, Ugglan, Sherman) è condizionato da una serie di caratteristiche tecniche che le rendono più o meno selettive nei confronti delle specie target (Anthony et al., 2005), differenziando tra specie appartenenti all'ordine dei soricomorfi, sia per la famiglia *Talpidae*, dalle abitudini completamente fossorie, sia per la famiglia *Soricidae*, di dimensioni molto piccole e peso non superiore ai 15 grammi da adulti, sia per specie appartenenti all'ordine dei roditori, famiglia *Muridae*, a causa delle dimensioni e peso variabili a seconda della specie e dell'età. Spesso i due sistemi di cattura vengono utilizzati

contemporaneamente, per confrontare le metodologie a confronto, ma anche per ottenere diversi tipi di dati (Peltonen et al., 1989; Butet et al., 2006; Caceres et al., 2011).

L'arrangiamento spaziale delle trappole è subordinato alle finalità dello studio. Per questa ricerca è stato preferito l'uso di transetti lineari per la disposizione delle trappole.

Studi il cui obiettivo è la descrizione puntuale e attendibile della popolazione di animali, dalla stima della dimensione, della densità degli individui per unità di superficie, alla distribuzione, caratterizzazione ecologica e ruolo sorgente-serbatoio, sono generalmente condotti utilizzando il metodo di cattura-marcatura-ricattura (Pollock et al., 1990; Preatoni et al., 1997; Tattersall et al., 2004; Watkins et al., 2009). Il metodo prevede la disposizione spaziale delle trappole in griglie o reti di trappole, e presuppone un'attenta valutazione della dimensione spaziale, cioè dell'area campione da indagare (Wilson and Anderson, 1985; Seber, 1986; Jett and Nichols, 1987; Schlessner et al., 2002; Parmenter et al., 2003).

L'uso dei transetti lineari di trappole, se rapportato al campionamento basato su griglie, è considerato scarso per l'acquisizione di dati sia sulla densità degli animali nella popolazione, a causa del forte "effetto margine" a cui è soggetto il tipo di campionamento, sia di complete strutture di popolazione, a causa del numero limitato di animali catturati (Flowerdew et al., 2004). Al contempo è stato dimostrato (Pearson and Ruggiero, 2003) che il metodo che offre maggiori risultati, in termini di numero totale di catture a confronto, numero di individui marcati e numero totale di specie catturate, è quello del campionamento con transetti. Si consideri anche che il campionamento che dispone le trappole, solitamente in numero di 10, lungo una singola linea, richiede uno sforzo minore per sito di cattura, sia in termini di numero di trappole da utilizzare, sia di tempo di manipolazione sugli animali (Marsh et al., 2001; Flowerdew et al., 2004), consentendo il controllo di più siti di campionamento in minor tempo. È un ottimo strumento di monitoraggio quando l'obiettivo è la presenza / assenza di specie con una buona risoluzione spaziale, come nelle indagini di distribuzione, e quando è sufficiente ottenere misure di abbondanza relativa: il compromesso che si ottiene è che eventuali imprecisioni nei dati di abbondanza possono considerarsi di minor importanza rispetto ai vantaggi derivati dalle possibilità di alte repliche dei siti, che non sono altrettanto gestibili con i campionamenti a griglie. A conferma di ciò, molti lavori caratterizzano la consistenza di popolazioni di piccoli mammiferi utilizzando parametri e indici di abbondanza relativa (Stanko, 1994; Cagnin et al., 1998; Marsh and Harris, 2000; Carey and Harrington, 2001; Klaa et al., 2005; Torre et al., 2010). Questo valore è spesso associato con misure di composizione, ricchezza e diversità delle comunità animali (quali la ricchezza di specie, gli indici di diversità o di dominanza) per confronti

tra diversi ambienti o aree di studio (Stanko, 1994; Tattersall et al., 2002; Michel et al., 2007; Scott et al., 2008; Bates and Harris, 2009).

Le precedenti considerazioni sono state determinanti per la scelta del corretto metodo di campionamento, attraverso il quale si delinea il disegno sperimentale. Il metodo di cattura deve risultare coerente con gli obiettivi della ricerca, che non intendono approfondire studi di dinamica di una singola popolazione animale, ma piuttosto necessitano di misure di presenza/assenza o distribuzione delle specie. Deve essere efficiente da un punto di vista di bilancio costi/benefici e di sforzo di campionamento, poiché uno degli scopi della ricerca è di confrontare diverse scale spaziali, indagando anche la scala di paesaggio. Deve restituire una misura coerente degli indici che esprimono lo status dei diversi livelli di aggregazione delle associazioni animali, sia delle comunità che delle popolazioni.

3.3. FASE 3) Realizzazione del disegno sperimentale

Il disegno sperimentale, schematizzato in *Figura 3.4*, rappresenta le modalità con cui è stato scelto di campionare i piccoli mammiferi in rapporto ai pattern di paesaggio coltivati.

Avendo stabilito la necessità di indagare tre tipologie di habitat rappresentative del paesaggio agricolo (siepe, prato e campo di mais) e comuni a tutte e tre le aree di studio, sono state previste quattro repliche spaziali (rappresentate da quattro patch di campionamento) per ciascun habitat di studio, lontane tra loro almeno 400 metri, distanza che corrisponde mediamente alla capacità di movimenti istantanei della maggior parte dei piccoli mammiferi che vivono in ambienti agricoli (Szacki and Liro, 1991). Questo elemento ha influenzato la localizzazione spaziale delle repliche nelle aree di studio che, per questo motivo, risultano avere dimensioni diverse, soprattutto là dove gli habitat naturali sono meno rappresentati.

Tra le tre aree di studio scelte a seguito della caratterizzazione del pattern di paesaggio (*Par. 3.1*) quella che ha presentato, nell'indagine preliminare, livelli intermedi di quantità di suolo agricolo e copertura di ambienti seminaturali, è stata definita, nel disegno sperimentale, come area di verifica ed il numero di repliche spaziali al suo interno è stato limitato a due. Tale scelta è stata operata considerando l'utilità di mantenere un confronto tra due situazioni ambientali opposte, che presentano elementi strutturali estremi. Le risposte degli indicatori ecologici che vivono negli ambienti con maggiore e minore intensità dell'attività agricola possono essere così confrontate con quelle ottenute dagli stessi in un contesto ambientale intermedio, e verificata la possibilità che le stesse risposte assumano andamenti intermedi. L'area di controllo non è intesa quindi come caso di studio a sé, ma come elemento che conferma l'ipotesi che a valori intermedi

di composizione e configurazione strutturale del paesaggio corrispondono valori intermedi di caratteristiche delle comunità.

Le catture dei piccoli mammiferi sono state realizzate testando due metodi. Per la prima sessione di campionamento (29 Maggio-29 Giugno 2011) sono state impiegate trappole a caduta (con licenza dell'ISPRA, n. 0005273 - 11/02/2011, e della regione Friuli Venezia Giulia, n. 201100017 - 13/01/2011) in un totale di 30 siti di cattura. Le trappole (bottiglie di plastica del diametro di 10 cm e un'altezza di 25 cm circa) sono state interrare, riempite con una soluzione al 4% di acqua e formalina e distribuite in ogni sito di cattura lungo un transetto di 100 m di lunghezza, separate 10 m le une dalle altre. In accordo con Maddock (1992) non sono state utilizzate barriere del tipo *drift fences*. Le trappole sono state attivate per 28 giorni consecutivi in ogni area, controllate ogni 15 giorni per il recupero dei campioni e per il riempimento del liquido di conservazione. I campioni sono stati identificati e conservati a -18° C per ulteriori analisi, se necessarie.

A causa del basso tasso di cattura ottenuto con le trappole a caduta durante la prima sessione, è stato optato per l'impiego delle trappole a cassetta del tipo Sherman (tipologia LFA: 8 x 9 x 24 cm. H.B. Sherman Traps®) per le successive stagioni di campionamento: estiva (luglio 2011), autunnale (ottobre 2011), invernale (gennaio 2012) e primaverile (maggio 2012). All'interno di ogni sito, 10 trappole Sherman sono state disposte lungo un transetto della lunghezza di 100 m, separate 10 m le une dalle altre (*Figura 3.5* e *Figura 3.6*). Sono state dotate di esca attrattiva composta da un misto di grano, avena, semi di girasole, un pezzo di carota e fieno e sono state attivate per 4 notti consecutive. Nel complesso sono state impiegate 20 notti trappola per sessione per campionare tutte e tre le aree di studio. Le trappole venivano controllate una volta al giorno. Ogni individuo catturato è stato identificato, marcato individualmente con una targhetta auricolare (National Band & Tag Company®), pesato, valutata la condizione di età e stato riproduttivo, e rilasciato sul posto (*Figura 3.7*).

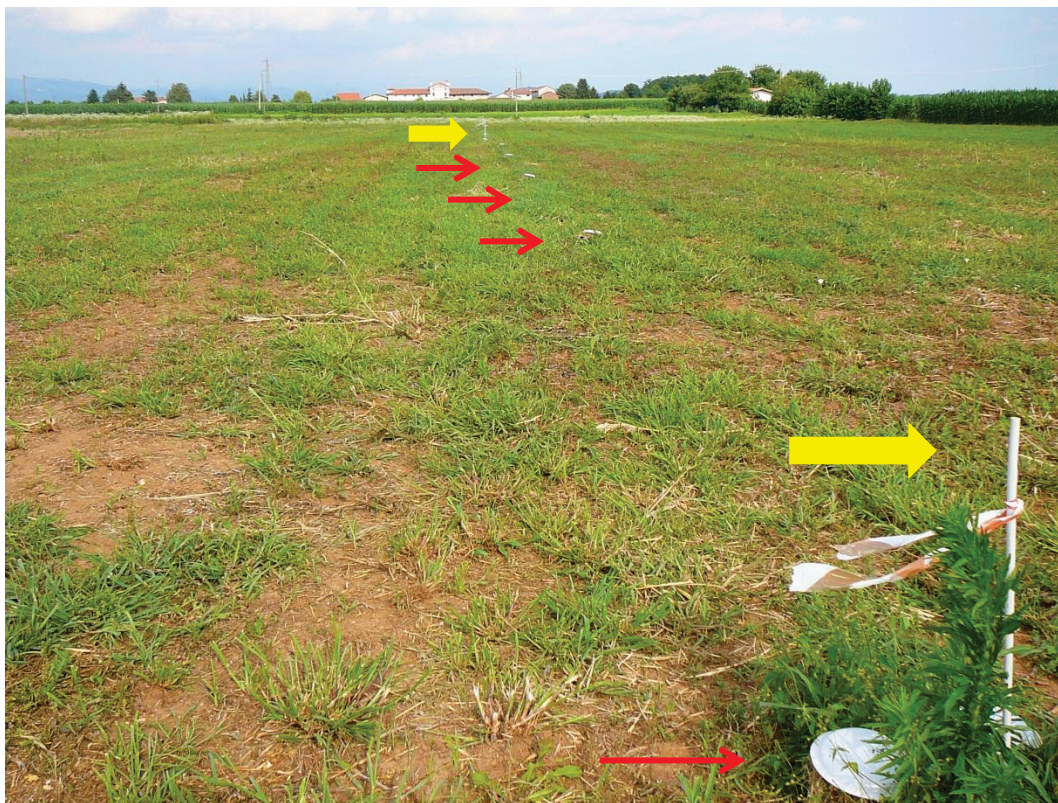


Figura 3.6. Disposizione di 10 trappole (freccette rosse) lungo il transetto (freccette gialle) di lunghezza 100 m nell'habitat prato (Area 3).

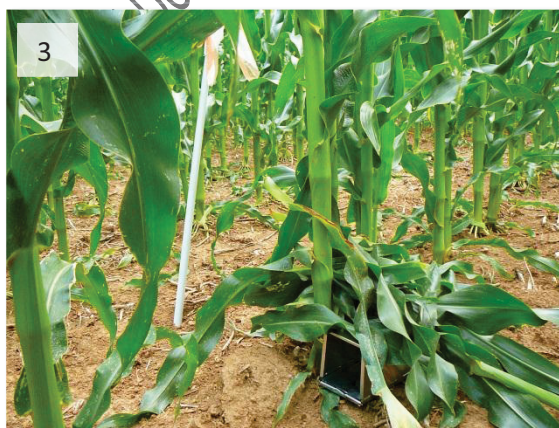


Figura 3.5. Disposizione delle trappole nei tre habitat di campionamento: 1) siepe; 2) prato; 3) mais.



Figura 3.7. Fasi della procedura di manipolazione dei piccoli mammiferi catturati. 1) Pesatura con dinamometro; 2) marcatura con marca auricolare; 3) riconoscimento specifico, determinazione del sesso e dello stato riproduttivo: 3a. *A. sylvaticus*, femmina, in stato di lattazione. 3b. *A. sylvaticus*, maschio, in stato riproduttivo.

3.4. FASE 4) Indagine delle relazioni tra specie animali e paesaggio coltivato

L'indagine delle relazioni tra i livelli di organizzazione spaziale del paesaggio e i livelli di aggregazione delle specie animali è articolata in due step:

- 1° step: analisi delle relazioni tra comunità di piccoli mammiferi e gradiente strutturale dei paesaggi di studio. Gli indici individuati per l'esplorazione di tale relazione sono: abbondanza relativa, indice di Shannon, indice di Pielou per le comunità di piccoli mammiferi; indice di conservazione del paesaggio per il gradiente strutturale;

- 2° step: analisi delle relazioni tra popolazioni di piccoli mammiferi e livelli di organizzazione del paesaggio. Gli indici preposti sono parametri demografici delle popolazioni animali, come abbondanza, peso corporeo, rapporto sessi e proporzione di individui riproduttivi; l'organizzazione del paesaggio si articola in gradiente strutturale nei tre paesaggi di studio, mosaico di habitat circostanti le patch, singole patch di campionamento (accorpate come tipologie di habitat);

La descrizione dettagliata dei singoli indici e le analisi statistiche con cui sono state indagate le suddette relazioni, vengono descritti nei singoli capitoli dei risultati.

3.5. BIBLIOGRAFIA

- Anthony, N.M., Ribic, C.A., Bautz, R., Garland Jr, T., 2005. Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. *Wildlife Society Bulletin* 33, 1018–1026.
- Aude, E., Tybirk, K., Bruus Pedersen, M., 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99, 135–147.
- Basquill, S., Bondrup-Nielsen, S., 1999. Meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*) in farm landscapes, II. Movement among habitat. *Annales Zoologici Fennici* 36, 231–238.
- Bates, F.S., Harris, S., 2009. Does hedgerows management on organic farms benefit small mammal populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 124–130.
- Bennett, A.F., 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4, 109–122.
- Butet, A., Paillat, G., Delettre, Y., 2006. Factors Driving Small Rodents Assemblages from Field Boundaries in Agricultural Landscapes of Western France. *Landscape Ecol* 21, 449–461.
- Caceres, N.C., Nápoli, R.P., Hannibal, W., 2011. Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. *Mammalia* 75, 45–52.
- Cagnin, M., Moreno, S., Aloise, G., Garofalo, G., Villafuerte, R., Gaona, P., Cristaldi, M., 1998. Comparative study of Spanish and Italian terrestrial small mammals coenoses from different biotopes in Mediterranean peninsular tip regions. *Journal of Biogeography* 25, 1105–1113.
- Carey, A.B., Harrington, C.A., 2001. Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *Forest Ecology and Management* 154, 289–309.
- Dauber, J., Wolters, V., 2004. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 13, 901–915.
- Davies, Z.G., Pullin, A.S., 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape ecology* 22, 333–351.
- Firbank, L.G., 2005. Striking a new balance between agricultural production and biodiversity. *Annals of Applied Biology* 146, 163–175.
- Flowerdew, J.R., Shore, R.F., Poulton, S., Sparks, T.H., 2004. Live trapping to monitor small mammals in Britain. *Mammal Review* 34, 31–50.

- Hanski, I., Kuitunen, J., 1986. Shrews on small islands: epigenetic variation elucidates population stability. *Holarctic ecology* 9, 193–204.
- Henderson, I.G., Vickery, J.A., Carter, N., 2004. The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biological Conservation* 118, 21–32.
- Heroldova, M., Bryja, J., Zejda, J., Tkadlec, E., 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, ecosystems & environment* 120, 206–210.
- Jett, D.A., Nichols, J.D., 1987. A field comparison of nested grid and trapping web density estimators. *Journal of Mammalogy* 68, 888–892.
- Klaa, K., Mill, P.J., Incoll, L.D., 2005. Distribution of small mammals in a silvoarable agroforestry system in Northern England. *Agroforestry systems* 63, 101–110.
- Kleijn, D., Van Zuijlen, G.J.C., 2004. The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989–1995. *Biological Conservation* 117, 443–451.
- Maddock, A.H., 1992. Comparison of two methods for trapping rodents and shrews. *Israel Journal of Zoology* 38, 333–340.
- Marsh, A.C., Harris, S., 2000. Partitioning of woodland habitat resources by two sympatric species of *Apodemus*: lessons for the conservation of the yellow-necked mouse (*A. flavicollis*) in Britain. *Biological Conservation* 92, 245–283.
- Marsh, A.C., Poulton, S., Harris, S., 2001. The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Review* 31, 203–227.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. [WWW Document]. URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> (accessed 12.1.12).
- Michel, N., Burel, F., Legendre, P., Butet, A., 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecol* 22, 1241–1253.

- Millan de la Pena, N., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Le Du, L., Burel, F., 2003. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape ecology* 18, 265–278.
- Mortelliti, A., Boitani, L., 2007. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology* 23, 285–298.
- Mortelliti, A., Boitani, L., 2009. Distribution and coexistence of shrews in patchy landscapes: A field test of multiple hypotheses. *Acta Oecologica* 35, 797–804.
- Moxey, A., Whitby, M., Lowe, P., 1998. Agri-environmental indicators: issues and choices. *Land Use Policy* 15, 265–269.
- Nazzi, F., Paoletti, M.G., Lorenzoni, G.G., 1988. Il ruolo delle siepi negli agroecosistemi friuliani. Considerazioni su alcuni invertebrati. *Thalassia Salentina* 18, 457–479.
- Padoa-Schioppa, E., Baietto, M., Massa, R., Bottoni, L., 2006. Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6, 83–93.
- Pankakoski, E., 1979. The cone trap - a useful tool for index trapping of small mammals. *Annales Zoologici Fennici* 16, 144–150.
- Panzacchi, M., Linnell, J.D., Melis, C., Odden, M., Odden, J., Gorini, L., Andersen, R., 2010. Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest-farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 259, 1536–1545.
- Parmenter, R.R., Yates, T.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Dunnum, J.L., Franklin, A.B., Friggens, M.T., Lubow, B.C., Miller, M., Olson, G.S., others, 2003. Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological monographs* 73, 1–26.
- Pearson, D.E., Ruggiero, L.F., 2003. Transect versus grid trapping arrangements for sampling small-mammal communities. *Wildlife Society Bulletin* 31, 454–459.
- Peltonen, A., Hanski, I., 1991. Patterns of island occupancy explained by colonization and extinction rates in shrews. *Ecology* 42, 1698–1708.
- Peltonen, A., Peltonen, S., Vilpas, P., Beloff, A., 1989. Distributional ecology of shrews in three archipelagoes in Finland. *Annales Zoologici Fennici* 26, 381–387.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C., Hines, J.E., 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107, 1–97.

- Preatoni, D.G., Zilio, A., Cantini, M., 1997. Model to optimize trap system used for small mammals (Rodentia, Insectivora) density estimates. *Hystrix-the Italian Journal of Mammalogy* 9, 31–37.
- Schmidt, N.M., Olsen, H., Leirs, H., 2009. Livestock grazing intensity affects abundance of Common shrews (*Sorex araneus*) in two meadows in Denmark. *BMC ecology* 9, 2.
- Scott, D.M., Joyce, C.B., Burnside, N.G., 2008. The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology* 57, 279–295.
- Seber, G.A.F., 1986. A review of estimating animal abundance. *Biometrics* 42, 267–292.
- Stanko, M., 1994. Small mammal communities of windbreaks and adjacent fields in the eastern Slovakian lowlands. *Folia zoologica* 43, 135–143.
- Szacki, J., Liro, A., 1991. Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. *Landscape Ecology* 5, 219–224.
- Tattersall, F., Macdonald, D., Hart, B., Johnson, P., Manley, W., Feber, R., 2002. Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology* 39, 643–652.
- Tattersall, F., Macdonald, D., Hart, B., Manley, W., 2004. Balanced dispersal or source-sink-do both models describe wood mice in farmed landscapes? *Oikos* 106, 536–550.
- Torre, I., Guixè, D., Sort, F., 2010. Comparing three live trapping methods for small mammal sampling in cultivated areas of NE Spain. *Hystrix-the Italian Journal of Mammalogy* 21, 147–155.
- Urban, D.L., O'Neil, V., Shugart H.H. Jr., 1987. Landscape ecology. A hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. *BioScience* 37, 119–127.
- Vickery, J., Carter, N., Fuller, R.J., 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, ecosystems & environment* 89, 41–52.
- Watkins, A.F., McWhirter, J.L., King, C.M., 2009. Variable detectability in long-term population surveys of small mammals. *European Journal of Wildlife Research* 56, 261–274.
- Wiens, J.A., 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7, 81–120.

Wilson, K.R., Anderson, D.R., 1985. Evaluation of a nested grid approach for estimating density. *Journal of Wildlife Management* 49, 675–678.

Zanghellini, S., Salvadori, C., Ambrosi, P., 2004. Study of a community of small mammals in subalpine spruce woods at Lavazè Pass (Trentino, Italy). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.* 81, 219–223.

Zukal, J., Gaisler, J., 1992. Testing of a new method of samplign small mammal communities. *Folia zoologica* 41, 299–310.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

4. AREE DI STUDIO

Le aree di studio si collocano nella regione Friuli Venezia Giulia ($45^{\circ}4'0''\text{N}$, $13^{\circ}14'0''\text{E}$) (Figura 4.1). Sono localizzate in tre fasce geografiche, caratterizzate da temperature medie annue intorno ai 13°C ("ARPA FVG," 2012), mentre le precipitazioni medie annue variano da 110 mm della fascia basso-planiziale ai 1600 mm delle aree di alta pianura e collina ("Osmer - Osservatorio Meteorologico Regionale," 2012).

In Tabella 4.1 sono riportate le caratteristiche oggetto dell'indagine di composizione strutturale, che ha portato alla selezione di tre aree tra le prime sei individuate per fascia geografica (vedi Cap. 3, Par. 3.1, Figura 3.2 per il metodo).

Tabella 4.1. Metriche strutturali per la composizione delle tre aree di studio selezionate. Per la descrizione delle metriche si rimanda al Cap. 3, 'Approccio Metodologico'.

Metriche	Aree di studio		
	AREA 1 Collina	AREA 2 Bassa Pianura	AREA 3 Alta Pianura
Area totale	250 ha	350 ha	600 ha
Copertura colture e seminativi	54 %	82 %	91 %
Diversità del paesaggio (<i>Shannon Index</i>)	1,41	0,82	0,41
Indice di frammentazione	63 m	148 m	180 m

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

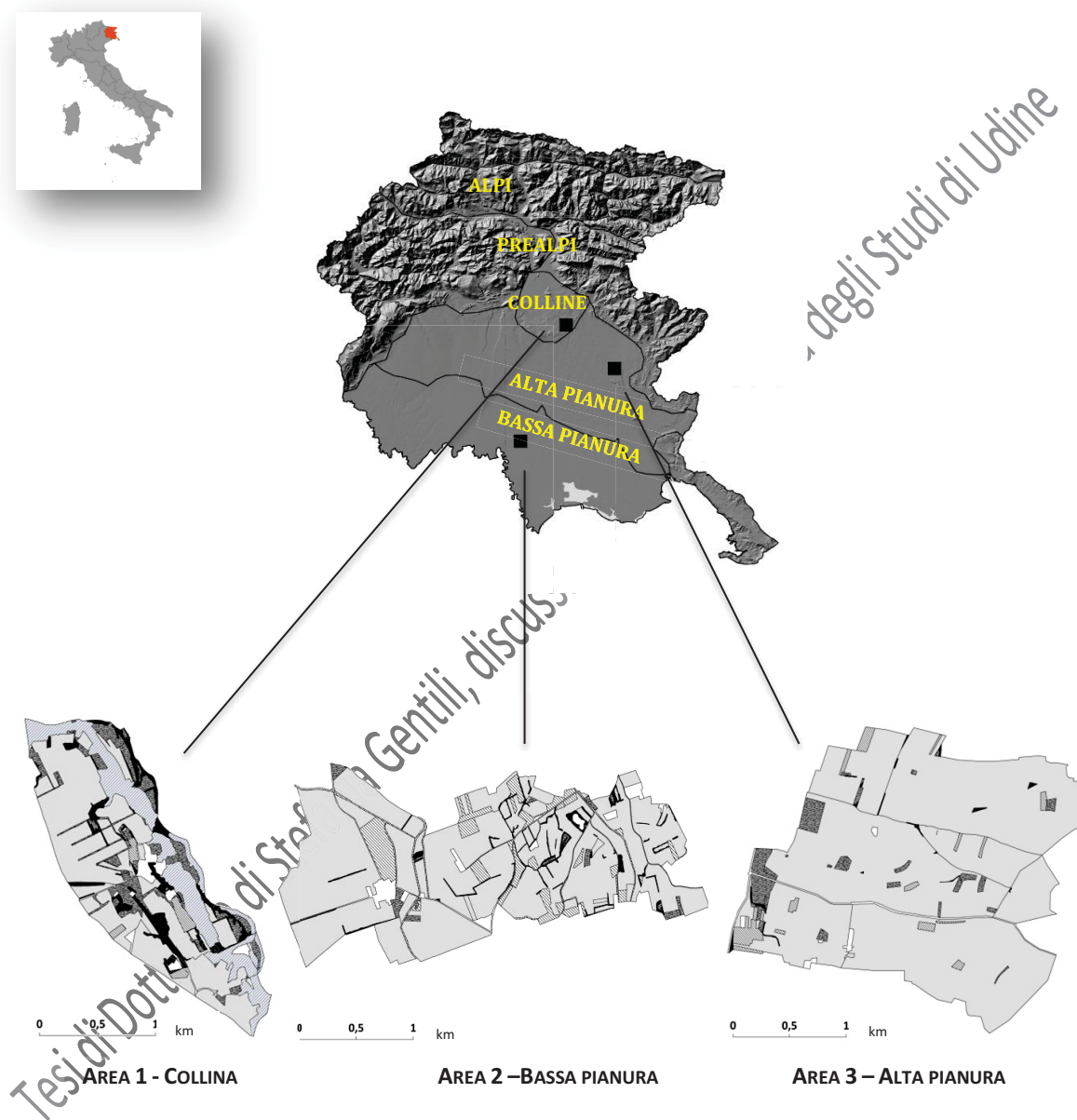


Figura 4.1. Localizzazione delle tre aree di studio lungo le fasce geografiche della regione Friuli Venezia Giulia.

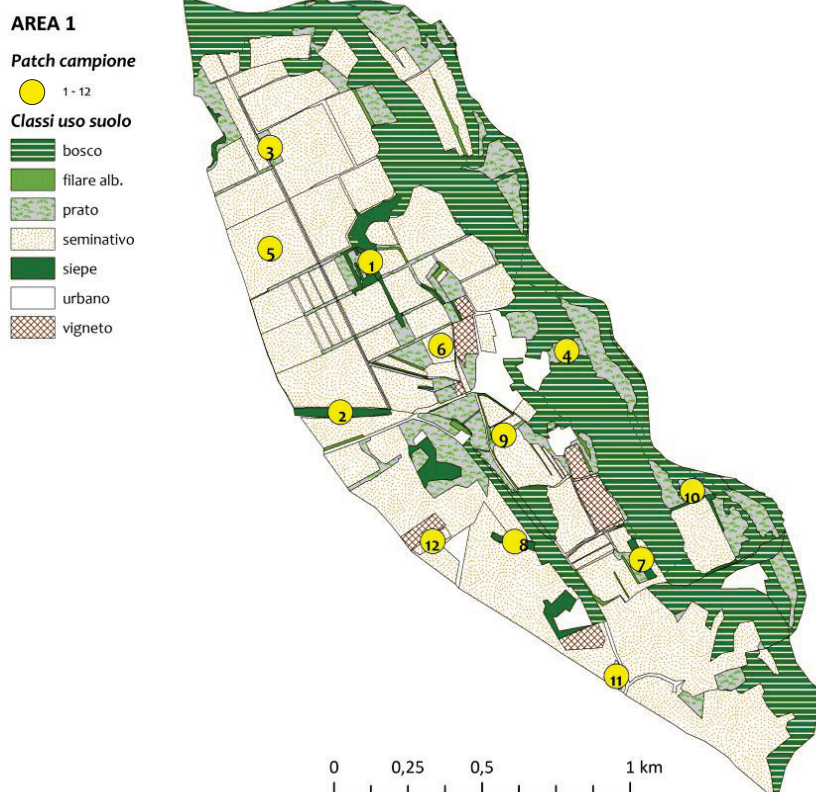


Figura 4.2. Carta di uso del suolo dell'Area 1 (scala 1:3000). Localizzazione delle patch di campionamento.

Area 1- Collina

La prima area si colloca nella fascia geografica delle colline moreniche (Figura 4.1). Da un punto di vista geomorfologico, si tratta della porzione orientale dell'anfiteatro morenico del Tagliamento, modellato nella sua forma dall'ultimo ghiacciaio di epoca wurmiana. La porzione di territorio agricolo oggetto di studio (nominata *Collina* o 'AREA 1'. Figura 4.2) è situata nel comune di Fontanafredda (UD) e si estende per circa 250 ha, tra il torrente Cormor e l'autostrada Alpe Adria. Si configura come un'area a elevata naturalità, considerata la presenza di estesi boschi ripariali lungo le rive del torrente, che coprono il 21% circa dell'intera superficie di studio. La copertura al suolo di ambienti coltivati, sia di tipo annuale sia di tipo perenne (vigneti, impianti artificiali, campi coltivati a mais) è del 54%. Il resto del paesaggio è occupato in maniera visivamente eterogenea da altri ambienti seminaturali come siepi, prati e incolti (20%) e da piccoli centri rurali abitati (5%). L'area presenta il valore di indice di Shannon più elevato, che rappresenta un'elevata diversità di ambienti nel paesaggio. Il valore dell'indice di frammentazione conferma che patch di una medesima tipologia si trovano nel paesaggio ad una distanza media relativamente bassa, se confrontata con la distanza media riportata per le altre aree di studio (Tabella 4.1).

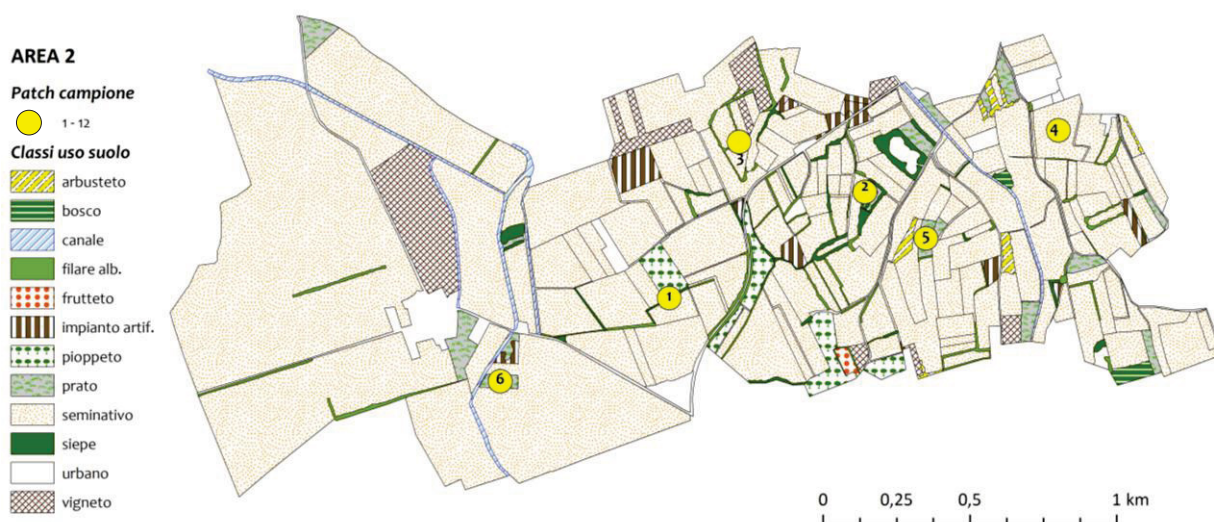


Figura 4.3. Carta di uso del suolo dell'Area 2 (scala 1:3000). Localizzazione delle patch di campionamento.

Area 2 – Bassa Pianura

La seconda area di studio appartiene alla fascia geografica della bassa pianura friulana (Figura 4.1), situata al di sotto della linea delle risorgive, dove il suolo è caratterizzato da sedimenti fini sabbioso-ghiaiosi risalenti al periodo olocenico (Caffau, 2008). L'area di studio (nominata *Bassa Pianura* o 'AREA 2'. Figura 4.3) è situata nel comune di Rivignano (UD), ad un'altitudine di circa 10 m s.l.m.. Si estende per 350 ha, occupati prevalentemente da colture annuali (82%). Il resto del paesaggio è frammentato in ambienti seminaturali (prati, incolti, siepi e arbusteti, 4%), da colture arboree tipo pioppeti o impianti artificiali (7%), da piccole agglomerati rurali e circoscritti ambienti acquatici (5%). Quest'area si qualifica come l'area che riporta valori intermedi di composizione strutturale: la percentuale stessa di colture e seminativi è intermedia rispetto alle altre aree. Il valore dell'indice di Shannon si traduce con un discreto livello di eterogeneità del paesaggio, confermato dal valore intermedio dell'indice di frammentazione (Tabella 4.1).



Figura 4.4. Carta di uso del suolo dell'Area 3 (scala 1:3000). Localizzazione delle patch di campionamento.

Area 3 – Alta Pianura

La terza area agricola in esame si colloca nella fascia geografica dell'alta pianura friulana (Figura 4.1), così denominata perché posta a nord della linea delle risorgive. In questa fascia, i suoli sono caratterizzati da sedimenti grossolani di tipo alluvionale, formati in corrispondenza dell'ultimo picco glaciale wurmiano, di tipo prevalentemente sabbioso (Caffau, 2008). L'area di studio (nominata *Alta Pianura* o 'AREA 3'. Figura 4.4) è situata nel territorio comunale di Premariacco (UD), ad un'altitudine di circa 115 s.l.m. Si estende per circa 600 ha ed è caratterizzata da un elevato livello di intensità agricola, essendo situata in una zona in cui sono state realizzate consistenti opere di riordino fondiario attorno agli anni '70-'80 del secolo scorso. Il paesaggio è dominato da una matrice di seminativi prevalentemente a mais e a soia (91%) su cui si inseriscono patch isolate di ambienti seminaturali (siepi, prati e incolti, 2%), impianti artificiali (5%) e piccoli centri rurali (2%). L'analisi di composizione del paesaggio conferma che questa è l'area con la maggiore omogeneità ambientale: il valore dell'indice di Shannon è basso, ad indicare la presenza di poche tipologie di habitat nel paesaggio, che si presentano molto isolate, come dimostra l'indice di frammentazione elevato (Tabella 4.1).

4.1. BIBLIOGRAFIA

ARPA FVG [WWW Document], 2012. URL <http://www.arpa.fvg.it/> (accesso 12.23.12).

Caffau, M., 2008. Descrizione sintetica del territorio del Friuli Venezia Giulia, Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale - OGS. Dipartimento DdL. Gruppo GEBA. ed.

Osmer - Osservatorio Meteorologico Regionale [WWW Document], 2012. URL <http://www.osmer.fvg.it/> (accesso 12.23.12).

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

5. RISULTATI I

caratterizzazione dei pattern di paesaggio agricoli del Friuli Venezia Giulia e identificazione delle dinamiche lungo un gradiente di intensificazione dell'uso agricolo del suolo

5.1. INTRODUZIONE

Il crescente riconoscimento dell'importanza del contesto di paesaggio in analisi ecologiche (Wiens et al., 2002) ha portato ad indagare con sempre maggiore attenzione la struttura dei paesaggi e a quantificare in quale misura la biodiversità ne possa essere influenzata (Lindenmayer et al., 2000). Tra le componenti strutturali, le tipologie di habitat che formano il pattern di paesaggio definiscono la composizione e l'eterogeneità del mosaico territoriale (Hoffmann and Greif, 2003). In tutte le zone rurali, le piccole aree di habitat naturali o seminaturali si configurano come tipologie strutturali di particolare interesse, dal momento che ricoprono un ruolo estremamente importante nel mantenere la biodiversità in tali ecosistemi, che sono dominati e regolati, per la maggior parte delle loro funzioni, dall'attività antropica (Saunders et al., 1991). Tuttavia, non sono solo le patch di habitat idonei alla sopravvivenza di specie selvatiche ad avere una riconosciuta importanza nel paesaggio, ma anche la composizione e l'arrangiamento spaziale tra queste e altri usi del suolo di minore qualità per le specie animali, come piccole infrastrutture, strade e coltivi (Bennett et al., 2004). In merito alla composizione territoriale, è stato dimostrato che la biodiversità ecosistemica, se mantenuta a livelli di maturità prossimi al climax, garantisce una maggiore adattabilità alle variazioni, una minore fragilità e vulnerabilità e una maggiore qualità (Duprè et al., 2011). La composizione e la configurazione dei

paesaggi agricoli, quindi, sono elementi talmente determinanti nel paesaggio da conferire specifiche caratteristiche in funzione del mosaico generato (Turner et al., 2001).

E' stato osservato come, spesso, i processi operanti a scala di paesaggio possono avere una maggior influenza sulla composizione e sullo status di specie animali, rispetto a processi che avvengono alla scala di patch (Diamond et al., 1987; Saunders et al., 1991). Per questo motivo molti studi hanno quantificato l'effetto della complessiva struttura del paesaggio, analizzata a grande scala, sullo stato delle popolazioni e delle comunità (Bellamy et al., 2003; Fuller et al., 1997). La posizione di patch in relazione ad altri habitat idonei assume quindi una notevole influenza: caratteristiche quali la distanza da potenziali patch "sorgente", o la presenza di habitat di connessione, integrano le caratteristiche delle patch come influenza sulla distribuzione delle specie animali (Askins et al., 1987), con particolare riferimento a quelle che utilizzano più tipologie di habitat e gli ecotoni (Noss, 1987).

In questa fase si intende caratterizzare i pattern di paesaggi agricoli oggetto di studio, tenendo in considerazione la scala di paesaggio locale. Vengono quindi esplorate le dinamiche di cambiamento che caratterizzano il gradiente di intensità di uso del suolo agricolo, considerando un intorno di 200 m attorno alle patch di campionamento nelle tre aree scelte come caso di studio e caratterizzate preliminarmente da un'analisi di composizione strutturale e configurazione spaziale (vedi *Cap. 3, Par. 3.1 e Fig. 3.2.* per il metodo).

5.2. MATERIALI E METODI

5.2.1. Aree di studio e indici strutturali di paesaggio

I processi di dinamica del paesaggio locale sono stati analizzati mediante un insieme di metriche di paesaggio, calcolate al livello '*classe*' del software Fragstat® 3.3 (McGarigal et al., 2002): esse costituiscono il set di variabili per le analisi statistiche. Per permettere la comparazione dei pattern di paesaggio locali delle diverse aree, è stato tracciato un buffer di 200 m di raggio attorno a ciascuna delle patch di campionamento, per un totale di 30 buffer. Le tipologie di uso del suolo comprese all'interno di ciascun buffer sono state accorpate sulla base della gestione antropica degli habitat, e sono state distinte in quattro macro classi:

- *colture erbacee* – CE: la macro classe è caratterizzata da tipologie di habitat soggette a lavorazioni frequenti e attività agronomiche. Comprende i seminativi e i prati polifiti;
- *colture arboree* – CA: la macro classe comprende le tipologie di habitat soggette ad attività antropiche meno frequenti e caratterizzate dalla presenza di suolo inerbito. Include impianti artificiali, pioppeti e vigneti;

- *erbacee naturali* – EN: la macro classe include tipologie di habitat erbaceo allo stato seminaturale, soggette solo allo sfalcio come tipo di lavorazione. Sono compresi prati stabili e orli;

- *arboree naturali* – AN: la macro classe fa riferimento alle tipologie di habitat arboreo di tipo seminaturale, non soggette a gestione se non in maniera salturia. Include boschi e siepi.

Le variabili che costituiscono gli indici strutturali includono:

- **misure di composizione:**

- *percentuale di copertura (PLAND)* di ciascuna classe, espressa dalla formula

$$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100) \quad [\text{Eq. 5.1}]$$

che corrisponde alla somma dell'area a_{ij} (m^2) di tutte le patch j (n = numero massimo di patch per tipologia) appartenenti alla stessa tipologia, divisa per l'area totale del paesaggio A e moltiplicata per 100. In altre parole rappresenta la percentuale di copertura di una determinata categoria sull'intero paesaggio;

- *densità delle patch (PD)* della classe, espressa dalla formula

$$PD = \frac{n_i}{A} (10000)(100) \quad [\text{Eq. 5.2}]$$

che rappresenta il numero delle patch della medesima categoria n_i rapportato all'estensione complessiva del paesaggio A (m^2) e moltiplicato per 10000 e 100, per convertire la misura a 100 ettari;

- **misure di configurazione:**

- *area media (AREAM)* delle patch appartenenti ad una determinata classe, espressa dalla formula

$$AREAM = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i} \quad [\text{Eq. 5.3}]$$

vale a dire la somma dell'area (esprese in ettari) di tutte le patch j (n = numero massimo di patch per tipologia) della stessa classe x_{ij} , divisa per il numero di patch dello stesso tipo n_i ;

- *largest patch index (LPI)*, espresso dalla formula

$$LPI = \frac{\sum_{j=1}^n MAX(a_{ij})}{A} (100) \quad [\text{Eq. 5.4}]$$

che rappresenta una misura di dominanza del paesaggio, e quantifica la percentuale dell'intero territorio coperta dall'area (espressa in m²) della patch più grande $MAX(a_{ij})$ tra tutte le patch j (n = numero massimo di patch per tipologia) della stessa classe della corrispondente categoria ambientale, rapportata all'area totale del paesaggio A (m²) e moltiplicata per 100 (per convertire il valore in percentuale). L'indice varia da 0, quando la patch più grande della data tipologia è sempre più piccola, a 100, quando l'intero paesaggio è composto da una sola patch, cioè quando la patch più grande copre il 100% del paesaggio;

- *radius of gyration (GYRATE)*, espresso dalla formula

$$GYRATE = \sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{z} \quad [\text{Eq. 5.5}]$$

che corrisponde ad una misura di ampiezza delle patch, calcolata come la distanza media h_{ijr} (espressa in metri) tra ciascuna cella ijr (appartenente alla patch di interesse ij . z = numero di celle nella patch ij) e il centroide della patch stessa. Il valore minimo dell'indice è 0, quando la patch è costituita da una singola cella che aumenta senza limite all'aumentare della misura della patch, mentre raggiunge il suo valore massimo quando la patch comprende l'intero paesaggio.

5.2.2. Analisi statistiche

L'individuazione e la descrizione dei gradienti ambientali che caratterizzano le tre aree di studio è stata eseguita attraverso una analisi statistica di ordinamento dei dati: analisi delle componenti principali (PCA). Per il calcolo è stato scelto l'uso della matrice di correlazione (Minitab® software v.16), che permette automaticamente la standardizzazione delle variabili, misurate con diverse scale o unità di misura. Sono stati inseriti nell'analisi gli indici strutturali dei paesaggi: i descrittori (le variabili) sono calcolati per ogni macro classe precedentemente descritta e la PCA condotta sui trenta buffer intorno a ciascuna patch di campionamento.

5.3. RISULTATI

5.3.1. Indici strutturali di paesaggio

In *Appendice I (Tabella A.1.)* vengono riportati i valori degli indici di struttura calcolati in ciascuna area per i trenta buffer di riferimento e per le quattro macro classi omogenee.

5.3.2. Analisi delle componenti principali

Dall'analisi delle componenti principali di ordinamento delle variabili risulta che i trenta buffer di paesaggio locale si dispongono lungo due gradienti principali (*Figura 5.1*) e si raggruppano tra loro a seconda dell'area di studio.

Il primo asse fattoriale (PC1) spiega il 46% dell'intera variabilità e dimostra che il paesaggio locale si caratterizza nettamente in relazione alle macro classi di uso del suolo. Si evidenzia un gradiente delle caratteristiche strutturali delle macro classi di uso del suolo di tipo naturale (PLAND_AN, LPI_AN, AREAM_EN, GYRATE_EN, contrapposte a quelle di tipo coltivato (PLAND_CE, LPI_CE, GYRATE_CE). I valori dei pesi di ciascuna variabile sono presentati in

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tabella 5.1.

I buffer con valori positivi più elevati per il primo asse sono localizzati in Area 1. All'estremo opposto si trova l'Area 3, mentre in posizione intermedia si colloca l'Area 2. Un'elevata presenza di patch naturali, di grandi dimensioni ed estensione, caratterizza l'Area 1, mentre al suo opposto l'Area 3 è caratterizzata da un paesaggio poco diversificato, con ambienti coltivati, di grandi dimensioni ed estensione (*Figura 5.1*). Il primo asse principale dimostra quindi che è presente un gradiente di intensificazione dell'uso agricolo del suolo crescente che lega le aree di studio, passando dall'Area 1 all'Area 2 all'Area 3.

Il secondo asse (PC2) spiega il 23% della variabilità (i due assi insieme coprono il 69% dell'intera variabilità dei dati). Si tratta di un gradiente che contrappone la presenza e la dimensione di habitat coltivati con impianti arborei artificiali (PLAND_CA, LPI_CA), con la dimensione e l'estensione di habitat erbacei naturali (PLAND_EN, AREAM_EN).

Lungo questo secondo asse i buffer si raggruppano in maniera meno netta. I valori positivi più elevati sono presenti nei buffer dell'Area 2, mentre la maggior parte dei buffer dell'Area 3 si collocano al centro di questo gradiente, mentre l'Area 1 presenta i valori negativi più alti.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

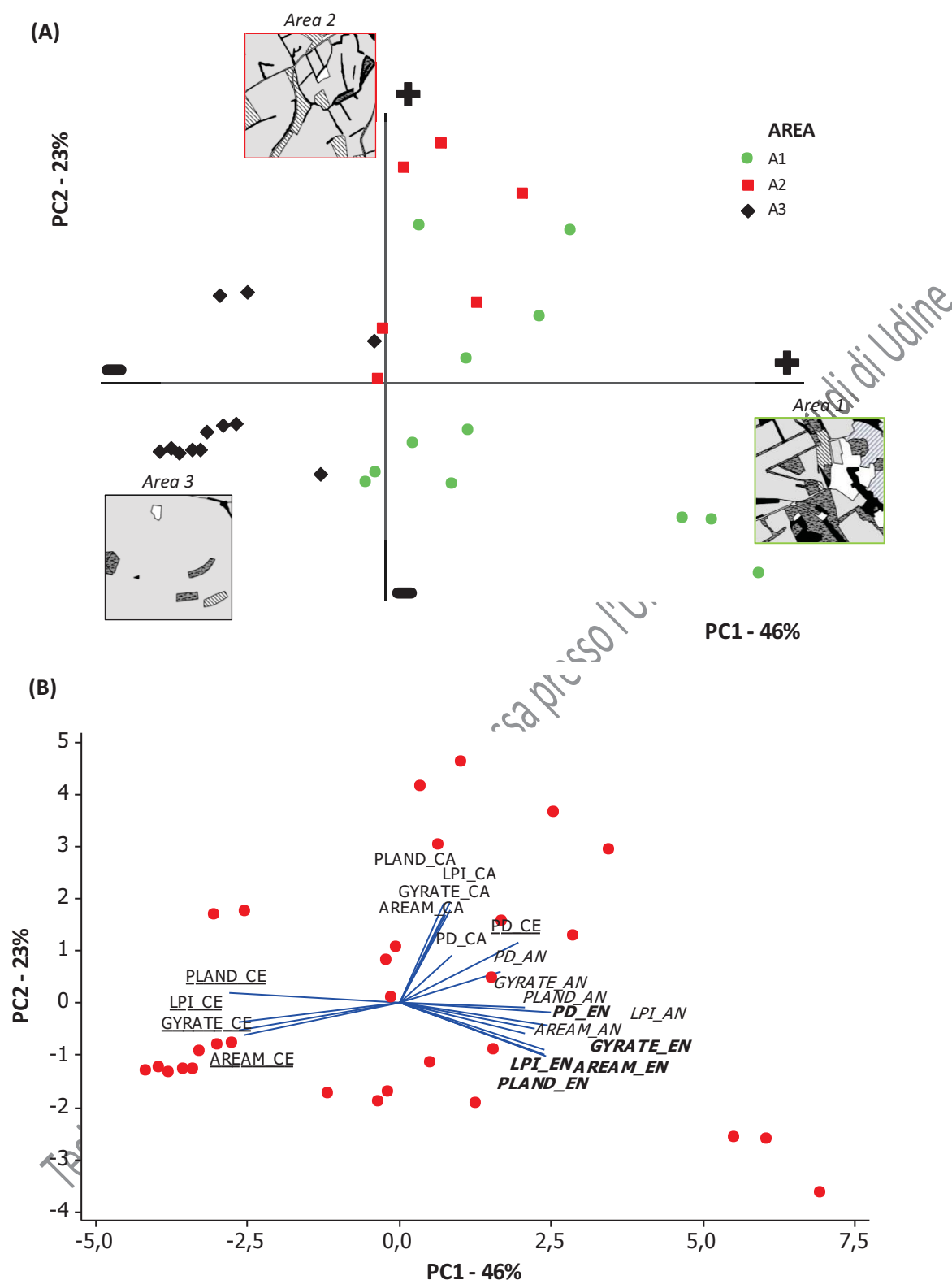


Figura 5.1. Interpretazione grafica della PCA. (A) *Score plot*: due gradienti derivati dall'analisi delle componenti principali sugli indici di struttura dei buffer paesaggio locale. Viene riportata una rappresentazione grafica di esempio di paesaggio locale per ciascuna delle tre aree di studio e la posizione rispetto ai gradienti. PC1 – 46% = asse principale 1, spiega il 46% della variabilità. PC2 – 23% = asse principale 2, spiega il 23% della variabilità. I segni + e – mostrano la direzione dei gradienti lungo gli assi. (B) *Biplot*: proiezione degli indici strutturali e dei buffer sugli assi principali. Per le abbreviazioni delle variabili vedi Par. 5.2. In grassetto: metriche della classe 'Erbacee naturali'. In italico: metriche della classe 'Arboree naturali'. Sottolineate: metriche della classe 'Colture erbacee'. Testo normale: metriche della classe 'Colture arboree'.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tabella 5.1. Risultati della PCA (con matrice di correlazione) sugli indici di struttura del paesaggio locale per i trenta buffer di riferimento. È presentata la percentuale di varianza spiegata da ciascun asse e la percentuale cumulata. Accanto ad ogni variabile si fornisce il valore dell'autovettore, che rappresenta il legame tra la variabile x di partenza e il gradiente principale di riferimento. Per le abbreviazioni delle variabili vedi *Par. 5.2*.

<i>Analisi delle componenti principali – tabella degli autovettori</i>				
	<i>Assi delle componenti principali</i>			
	<i>PC1</i>	<i>PC2</i>	<i>PC3</i>	<i>PC4</i>
<i>Percentuale varianza</i>	46,3 %	23,1 %	10 %	0,6 %
<i>Proporzione cumulata</i>	46,3 %	69,4 %	79 %	86 %
PLAND_AN	0,267	-0,042	-0,306	0,022
LPI_AN	0,262	-0,097	-0,356	0,039
AREAM_EN	0,259	-0,222	0,089	-0,227
LPI_EN	0,257	-0,214	0,17	-0,201
GYRATE_EN	0,255	-0,193	0,122	-0,175
PLAND_EN	0,245	-0,208	0,194	-0,199
AREAM_AN	0,24	-0,11	-0,435	0,042
GYRATE_AN	0,223	-0,019	-0,386	0,189
PD_EN	0,222	-0,126	0,33	-0,032
PD_CE	0,21	0,249	0,176	0,294
PD_AN	0,179	0,131	0,362	0,315
PD_CA	0,091	0,193	-0,145	0,389
GYRATE_CA	0,09	0,385	-0,008	-0,362
LPI_CA	0,089	0,422	-0,017	-0,214
AREAM_CA	0,079	0,366	-0,095	-0,428
PLAND_CA	0,078	0,411	-0,005	-0,053
AREAM_CE	-0,277	-0,132	-0,152	-0,174
LPI_CE	-0,287	-0,08	-0,062	-0,175
GYRATE_CE	-0,287	-0,116	-0,128	-0,125
PLAND_CE	-0,303	0,038	0,093	0,144

5.4. DISCUSSIONE

L'analisi delle componenti principali ha confermato quanto assunto in partenza (*Capitolo 3, Par. 3.1*), in merito alla presenza di un gradiente che lega le aree di studio, deducibile dalla caratterizzazione strutturale dei paesaggi locali espressi dall'intorno di ciascuna patch di campionamento. L'analisi ha restituito infatti la descrizione di due gradienti, caratterizzati da un diverso peso delle variabili di struttura del paesaggio. Lo studio delle dinamiche del pattern di paesaggio locale ha permesso di osservare come i trenta buffer di riferimento si raggruppano tra loro a seconda dell'area di studio a cui appartengono, e i tre gruppi si dispongono a loro volta lungo il primo asse principale. Esso rappresenta la configurazione strutturale degli elementi del

paesaggio, che si differenziano nettamente tra loro sulla base dell'appartenenza ad una tipologia di habitat di tipo naturale o di tipo coltivato, consentendo di collocare le tre aree di studio lungo un gradiente, rappresentato da una maggiore diversificazione del mosaico paesaggistico (Area 1), a cui si contrappone la tendenza all'omogeneizzazione del territorio (Area 3).

Tutti i tipi di variabili indagate, sia le metriche di composizione sia quelle di configurazione, sono risultate significative per la descrizione del primo gradiente strutturale di connettività degli habitat naturali. Questo risultato è in accordo con assunzioni di precedenti studi, che evidenziano l'importanza dell'indagine della composizione (Fuller et al., 1997; Kurki et al., 2000; Warren et al., 2005) e dell'isolamento delle patch (Rodríguez and Andren, 1999; Weibull et al., 2000; Mortelliti and Boitani, 2007b) come elementi che influiscono sulle caratteristiche di diversità e composizione di gruppi di indicatori ecologici, in grado di rispondere e interagire con i cambiamenti ambientali alla scala di studio di paesaggio (Waldhardt, 2003). L'importanza del fattore area è stato più volte indagato in studi di analisi dei pattern di paesaggio frammentati, sia naturali che coltivati (Nupp and Swihart, 1996; Bayne and Hobson, 1998; Szacki, 1999), anche se non sempre è risultata influenzare positivamente le caratteristiche delle comunità animali (Loman, 1991; Dauber et al., 2006; Summerville and Crist, 2001).

Altri studi hanno utilizzato la metodologia di confronto tra differenti paesaggi per l'individuazione di gradienti qualificanti (Schweiger et al., 2000, 2005; Silva et al., 2005; Fahrig et al., 2011), ma spesso rivolgendo attenzione al solo gradiente di intensificazione dell'agricoltura, senza tenere in considerazione le componenti naturali e seminaturali di questi habitat (Kleyer, 1999; Tschardt et al., 2005; Leis et al., 2007. Ma vedi anche Burel et al., 1998; Virgos, 2001; Gregory et al., 2005; Mortelliti et al., 2010).

Prendendo spunto da questi lavori, i risultati ottenuti in questa fase mirano a fornire le basi per la comprensione delle relazioni tra caratteristiche delle comunità di piccoli mammiferi e caratteristiche dei diversi arrangiamenti spaziali degli habitat nei paesaggi oggetto di studio.

5.5. BIBLIOGRAFIA

- Askins, R.A., Philbrick, M.J., Sugeno, D.S., 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 2, 129–152.
- Bayne, E.M., Hobson, K.A., 1998. The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. *Canadian Journal of Zoology* 76, 62–69.
- Bellamy, P.E., Rothery, P., Hinsley, S.A., 2003. Synchrony of woodland bird populations: the effect of landscape structure. *Ecography* 26, 338–348.
- Bennett, A.F., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R.D., Mac Nally, R., 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation* 119, 191–206.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., others, 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta oecologica* 19, 47–60.
- Dauber, J., Bengtsson, J., Lenoir, L., 2006. Evaluating Effects of Habitat Loss and Land-Use Continuity on Ant Species Richness in Seminatural Grassland Remnants. *Conservation Biology* 20, 1150–1160.
- Diamond, J.M., Bisho, K.D., Van Balen, S., 1987. Bird Survival in an Isolated Javan Woodland: Island or Mirror? *Conservation Biology* 1, 132–142.
- Duprè, E., Pettiti, L., Andreella, M., 2011. La strategia nazionale per la biodiversità. *Protecta. Speciale "Biodiversità"*. 11, 25–27.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14, 101–112.
- Fuller, R.J., Trevelyan, R.J., Hudson, R.W., 1997. Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* 20, 295–307.
- Gregory, R.D., Van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W., 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360, 269–288.

- Hoffmann, J., Greef, J.M., 2003. Mosaic indicators—theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment* 98, 387–394.
- Kleyer, M., 1999. Distribution of plant functional types along gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 10, 697–708.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P., Lindén, H., 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on goose breeding success in boreal forests. *Ecology* 81, 1985–1997.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14, 941–950.
- Loman, J., 1991. Small mammal and raptor densities in habitat islands: area effects in a south Swedish agricultural landscape. *Landscape Ecology* 5, 183–189.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. [WWW Document]. URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> (accessed 12.1.12).
- Mortelliti, A., Amori, G., Boitani, L., 2010. The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia* 163, 535–547.
- Mortelliti, A., Boitani, L., 2007. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. *Landscape Ecology* 23, 285–298.
- Noss, R.F., 1987. Corridors in Real Landscapes: a Reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1, 159–164.
- Nupp, T.E., Swihart, R.K., 1996. Effect of forest patch area on population attributes of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 74, 467–472.
- Rodríguez, A., Andren, H., 1999. A comparison of Eurasian red squirrel distribution in different fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology* 36, 649–662.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18–32.

- Schweiger, O., Maelfait, J.P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Bugter, R., 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42, 1129–1139.
- Schweiger, W.E., Diffendorfer, J.E., Holt, R.D., Pierotti, R., Gaines, M.S., 2000. The interaction of habitat fragmentation, plant, and small mammal succession in an old field. *Ecological monographs* 70, 383–400.
- Silva, M., Hartling, L., Opps, S.B., 2005. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological conservation* 126, 556–568.
- Summerville, K.S., Crist, T.O., 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82, 1360–1370.
- Szacki, J., 1999. Spatially structured populations: how much do they match the classic metapopulation concept? *Landscape Ecology* 14, 369–379.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857–874.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*, Springer. ed.
- Virgos, E., 2001. Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity and Conservation* 10, 1039–1049.
- Waldhardt, R., 2003. Biodiversity and landscape—summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, ecosystems & environment* 98, 305–309.
- Warren, T.L., Betts, M.G., Diamond, A.W., Forbes, G.J., 2005. The influence of local habitat and landscape composition on cavity-nesting birds in a forested mosaic. *Forest Ecology and Management* 214, 331–343.
- Weibull, A.C., Bengtsson, J., Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743–750.

Wiens, J.A., Van Horne, B., Noon, B.R., 2002. Integrating landscape structure and scale into natural resource management, in: Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management. Liu J., Taylor W.W. (Eds.), Cambridge, pp. 23–67.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

6. RISULTATI II

la composizione di gruppi di piccoli mammiferi in paesaggi agricoli lungo un gradiente di intensificazione dell'uso agricolo del suolo

6.1. INTRODUZIONE

Nelle aree agricole, il paesaggio è condizionato da diversi fattori di disturbo, tra cui le pratiche agricole, le quali si configurano come il maggiore vincolo a larga scala. Infatti, l'industrializzazione dell'agricoltura nella seconda metà del secolo scorso ha introdotto nuovi problemi, cambiando radicalmente il ruolo del settore primario (Critchley et al., 2004; Buckwell and Armstrong-Brown, 2004). In una review sui conflitti tra conservazione della biodiversità e attività agricole nei paesaggi rurali, Henle et al. (2008) rilevano tre categorie di processi, considerati come le principali cause di conflitto: l'intensificazione dell'agricoltura attraverso l'uso di input agrochimici; la conversione di aree ad agricoltura estensiva in aree ad elevata intensità di produzione; la perdita di ulteriori porzioni di territorio coltivato in maniera estensiva a causa dell'abbandono delle terre.

Nelle aree in cui l'agricoltura è stata trasformata da estensiva ad intensiva, il paesaggio ha subito delle modifiche, in accordo con le necessità di aumento della produttività. Importanti cambiamenti di uso del suolo sono stati generati principalmente dai riordini fondiari, con lo scopo di incrementare il rendimento delle terre agricole, attraverso variazioni strutturali, a partire dall'introduzione dell'irrigazione, la riduzione degli habitat seminaturali (orli, stagni, siepi...), la standardizzazione delle forme delle patch coltivate. Queste attività incrementano l'espansione della matrice coltivata, a discapito degli elementi naturali del paesaggio, e per tale

motivo, sono le principali cause di impoverimento, perdita di diversità ed eterogeneità del mosaico agricolo (Bonfanti et al., 1997).

Se da un lato è ormai noto che l'intensificazione dell'attività agricola danneggia la biodiversità, i meccanismi mediante i quali ciò avviene risultano ancora poco chiari (Kleijn et al., 2009). Le relazioni tra la biodiversità e l'uso del suolo nella sua accezione più generale, emergono ancora in maniera incerta, ma è evidente che, accanto agli elementi naturali e a quelli antropogeni che compongono il paesaggio, debba essere concessa la giusta attenzione anche alle condizioni ambientali, ai processi ecologici e alle funzionalità proprie della biodiversità (Waldhardt, 2003). In questo senso, particolare interesse riveste la comprensione delle relazioni tra lo stato delle risorse biologiche e la disponibilità di ambienti prossimo-naturali in paesaggi coltivati. E' stato constatato che alla scala di paesaggio l'intensificazione dell'agricoltura ha portato alla perdita e all'impoverimento di habitat seminaturali (Kleijn and Sutherland, 2003), oltre alla riduzione della diversità ambientale, causando una impossibilità, del sistema, di mantenere un elevato numero di specie vitali (Benton et al., 2003; Tscharntke et al., 2005), e questo porta alla conclusione che la complessità del paesaggio e tutte le sue funzioni ecologiche di resistenza, resilienza, stabilità e robustezza (Dawson et al., 2010), decrescono mano a mano che l'agricoltura diventa più intensiva (Benton et al., 2003).

Tutte le specie animali adattate a vivere in ambienti altamente disturbati come quelli agricoli risentono dei cambiamenti strutturali e funzionali del paesaggio e rispondono con diversi livelli di adattamento (Spitzer et al., 1997; Summerville and Crist, 2001; Schiegg, 2000). E' stato dimostrato che la ricchezza totale di specie a scala di paesaggio (animali e vegetali) è estremamente utile come criterio per valutare usi sostenibili del suolo, ma risulta particolarmente difficile da misurare (Duelli and Obrist, 2003). La ricerca prende spunto da questa affermazione e dall'assunto, ancor più dettagliato, che la diversità e la composizione delle comunità di piccoli mammiferi, come esempio di specie adattate a vivere in questi ambienti, dipende fortemente dal livello di naturalità presente (Michel et al., 2007; Bates and Harris, 2009).

L'obiettivo di questa fase della ricerca, che fa riferimento al 1° step di indagini della Fase 3 del Cap. 3 *"Approccio metodologico"* (Par. 3.4, Figura 3.1), è quello di descrivere le associazioni di piccoli mammiferi dei tre paesaggi agricoli scelti come aree di studio, e caratterizzati da due gradienti che descrivono la dotazione in termini di superfici coltivate e habitat naturali inversamente proporzionali. Sono stati valutati aspetti dell'abbondanza, della composizione e della diversità delle associazioni. Ci si aspetta che la composizione delle associazioni si

diversifichi tra le tre aree di studio, e che la diversità delle specie diminuisca all'aumentare dell'intensificazione dell'uso del suolo agricolo.

6.2. MATERIALI E METODI

6.2.1. Aree di studio e strategie di campionamento

All'interno di ciascuna area di studio (descritta nel *Cap. 4 "Aree di studio"* e nel *Cap. 6*), il campionamento dei piccoli mammiferi è stato stratificato per tipologia di habitat, nelle siepi, nei prati e nei coltivi a mais, e il disegno sperimentale è stato impostato secondo le indicazioni riportate nel *Par. 3.2 e 3.3, Cap. 3*.

6.2.2. Analisi dei dati

L'analisi dei dati è stata realizzata con l'obiettivo di esplorare le relazioni tra la naturalità delle aree e le caratteristiche delle associazioni dei piccoli mammiferi. Per caratterizzare le associazioni animali è stato utilizzato un indice di abbondanza relativa, per stimare l'abbondanza di ogni specie nelle aree, e indici comuni di diversità. Per quantificare la naturalità di ogni area è stato utilizzato un indice sviluppato appositamente da altri autori.

6.2.2.1 Quantificazione della naturalità

I pattern di paesaggio agricoli sono stati interpretati attraverso ortofoto aeree e mappe digitalizzate con il supporto GIS (ArcGIS, ESRI® software). Gli usi del suolo dominanti sono stati classificati in ordine di naturalità, in accordo con il grado di disturbo derivato dalle attività legate alla loro gestione, dal più artificiale al più naturale (Batzella et al., 2012; Ferrari et al., 2009) come segue: 1) colture erbacee: mais, soia, cereali autunno-vernini; 2) colture arboree: impianti artificiali, pioppeti, vigneti; 3) erbacee naturali: prati, campi a riposo; 4) arboree naturali: boschi naturali, siepi, arbusteti. La naturalità del paesaggio è stata valutata attraverso l'Indice di Conservazione del Paesaggio (ILC1) (Pizzolotto and Brandmayr, 1996), che si basa sul calcolo della percentuale cumulata delle coperture al suolo delle tipologie sopra elencate nelle aree di studio (considerate come classi di naturalità), lungo il gradiente opposto di degradazione/naturalità, in accordo con la seguente formula

$$ILC = 1 - \frac{A}{A_{max}} \quad [\text{Eq. 6.1}]$$

in cui

$$A = \sum_{i=1}^n c_i - 100 \quad [\text{Eq. 6.2}]$$

dove c_i rappresenta la percentuale cumulata dell' i esima categoria e n è il numero di classi di naturalità. A è la somma dell'area relativa cumulata per le classi di naturalità. Per ottenere le aree cumulate le classi sono state ordinate come precedentemente descritto, dalla più artificiale ($i = 1$) alla più naturale ($i = n$).

$$A_{max} = 100 (n - 1) \quad [\text{Eq. 6.3}]$$

A_{max} rappresenta il valore massimo potenziale di degradazione ottenibile nel caso in cui il paesaggio fosse composto interamente dalla sola classe di ambienti maggiormente disturbati.

ILC varia da 0 a 1 e misura il livello di naturalità come area relativa occupata. Il valore è vicino a 1 come espressione del paesaggio caratterizzato da alta naturalità, mentre quando tende a 0 indica paesaggi fortemente influenzati dall'attività umana.

6.2.2.2 Caratterizzazione delle associazioni di piccoli mammiferi

E' stato calcolato un indice di abbondanza relativa basato sul numero di individui catturati in relazione al numero di notti trappola (Cagnin et al. 1998; Klaa et al. 2005; Ouin et al. 2000), definito dalla formula

$$A = 100 \frac{N_a}{n_a \times T_a} \quad [\text{Eq. 6.4}]$$

dove N_a rappresenta il numero di individui di una specie catturato nell'area a (Area 1, Area 2 o Area 3), n il numero di notti di cattura, T è l'espressione del numero di trappole attive. Tale indice può essere utilizzato anche come indice di successo di cattura, utile a confrontare il successo di differenti metodologie di campionamento o in differenti studio (Caceres et al., 2011; Lapini, 2009).

Per le analisi di confronto tra le associazioni vengono utilizzati indici basati sul numero di specie (S). Tali indici sono utilizzati per caratterizzare la biodiversità di un ambiente e permettono di effettuare studi comparativi (Canova e Fasola, 1991). Il caso più semplice è stato il calcolo della sola ricchezza specifica (S). È inoltre calcolato l'indice di Shannon (H'), basato sul logaritmo naturale e espresso dalla formula

$$H' = \sum_{i=1}^S (p_i \times \ln p_i) \quad [\text{Eq. 6.5}]$$

dove p_i rappresenta il rapporto tra il numero di individui appartenenti alla i -esima specie e il numero complessivo di individui catturati per tutte le specie (n_i/N). L'indice di Shannon rappresenta una misura dell'incertezza nel predire correttamente la specie a cui appartiene l' i -esimo individuo campionato in una comunità. Se la comunità è composta solo da individui della stessa specie, l'incertezza nel predire l'appartenenza dell' i -esimo individuo campionato è pari a zero, quindi l'indice di Shannon avrà valore minimo 0. Il valore dell'indice cresce in funzione del numero di specie presenti nella comunità. Quindi maggiore è il valore dell'indice, maggiore diversità dimostra la comunità (Magurran, 1988). L'ultimo indice è rappresentato dall'indice di equiripartizione di Pielou (J)

$$J = \frac{H'}{\ln S} \quad [\text{Eq. 6.6}]$$

dove H' è il numero derivato dall'indice di Shannon e S rappresenta la ricchezza di specie. Esso esprime il grado di omogeneità con il quale sono distribuiti gli individui nelle varie specie che compongono la comunità. L'indice può assumere valori tra 0 e 1: tende a 0 quando gli individui appartengono maggiormente ad una specie rispetto alle altre, tende a 1 quando gli individui sono distribuiti più uniformemente tra le specie che compongono la comunità (Magurran, 1988).

Questi indici sono calcolati per ognuno dei 30 siti di campionamento e per tutte le stagioni di cattura, per un totale di 120 casi, utilizzati per le analisi statistiche. Gli indici sono stati sottoposti al test di Anderson-Darling per il controllo della normalità (Minitab v.16® software). In condizioni di non normalità sono stati applicati i test non parametrici per esaminare le differenze nella composizione delle associazioni e testare l'effetto dell'area di studio sugli indici di diversità. In particolare è stato utilizzato il metodo ANOVA non parametrico di Kruskal-Wallis, con successivo test di comparazione post-hoc di Mann-Whitney. Il livello di significatività per i test è definito a $p < 0,05$.

6.3. RISULTATI

6.3.1. Caratterizzazione della naturalità

Le tre aree di studio sono caratterizzate dalla prevalenza degli usi del suolo agricoli, ma sulla base dell'Indice di Conservazione del Paesaggio (ILC1) si differenziano lungo un gradiente di naturalità (Tabella 6.1).

Tabella 6.1. Indice di Conservazione del Paesaggio (ILC1, vedi metodi, Eq. 1, Eq. 2 e Eq. 3) (Pizzolotto e Brandmayr, 1996) per misurare la naturalità dei paesaggi. L = area di copertura del suolo in percentuale. C = percentuale cumulata.

<i>Indice di Conservazione del Paesaggio 1</i>						
<i>Classi</i>	<i>AREA 1</i>		<i>AREA 2</i>		<i>AREA 3</i>	
	<i>L (%)</i>	<i>C (%)</i>	<i>L (%)</i>	<i>C (%)</i>	<i>L (%)</i>	<i>C (%)</i>
<i>Colture erbacee</i>	54	54	88	88	96	96
<i>Colture arboree</i>	2	56	9	96	3	99
<i>Erbacee naturali</i>	12	68	1	97	0.4	99.4
<i>Arboree naturali</i>	32	100	3	100	0.6	100
<i>ILC1</i>		0,41		0,06		0,02

L'Area 1 è associata al più elevato valore dell'indice, che rappresenta il più elevato livello di naturalità. L'Area 3 presenta il più basso livello di naturalità, a causa della riduzione degli habitat naturali sia in estensione che in numero. L'Area 2 si posiziona ad un livello intermedio, più vicino all'Area 3 che rappresenta l'area più intensamente coltivata.

6.3.2. Associazioni di piccoli mammiferi

Lo sforzo di campionamento complessivo risultato dai due metodi di cattura insieme (trappole tipo Sherman e trappole a caduta) è stato di 18037 notti trappola (dove una trappola attiva per una notte di campionamento corrisponde a una notte-trappola); sono escluse dal conteggio le trappole ritrovate non attive, ovvero ritrovate chiuse senza individui catturati all'interno. Moro & Gadal, 2007) durante le quali sono stati catturati un numero totale di 730 individui delle seguenti specie: *Apodemus sylvaticus* (As), *Apodemus flavicollis* (Af), *Apodemus agrarius* (Aa), *Microtus arvalis* (Ma), *Corcidura leucodon* (Cl) e *Crociodura suaveolens* (Cs).

Le trappole a caduta hanno ottenuto un successo minore rispetto alle trappole Sherman, considerando l'indice di abbondanza relativa ($A = \text{numero di individui catturati} / 100 \text{ notti trappola}$), che corrisponde a $A = 0,7$ (che equivale a 62 individui catturati in 8379 notti trappola), mentre le trappole Sherman hanno catturato un numero più di 10 volte maggiore di catture $A = 8$ (che corrisponde a 668 individui in 8220 notti trappola). Nonostante il basso successo in termini di numero di individui catturati e il periodo limitato di cui sono state attive, le trappole a caduta hanno catturato tutte le specie che sono state trappolate anche con le trappole Sherman, con l'eccezione di *A. flavicollis*. Inoltre, le trappole a caduta hanno rilevato le due specie *Crociodura*, che non sono state rilevate dalle trappole Sherman a causa del loro basso peso.

6.3.2.1 Trappole a caduta

Le trappole a caduta mostrano che l'abbondanza delle specie catturate (Tot A in *Tabella 6.2*) varia considerevolmente tra le tre aree, specialmente se si confrontano l'Area 1 e l'Area 3 (*Figura 6.1*).

Tabella 6.2. Risultati per le catture con trappole a caduta. N = numero di individui, A = indice di abbondanza relativa; Tot S = numero totale di specie per ogni area di studio; H' = indice di Shannon, calcolato per ogni area di studio, J = indice di Pielou, calcolato per ogni area di studio.

<i>Catture con trappole a caduta</i>							
<i>Specie</i>	<i>AREA 1</i>		<i>AREA 2</i>		<i>AREA 3</i>		
	<i>N</i>	<i>A</i>	<i>N</i>	<i>A</i>	<i>N</i>	<i>A</i>	
<i>A. sylvaticus</i>	10	0,3	0	0	25	0,7	
<i>A. agrarius</i>	1	0	0	0	3	0,1	
<i>M. arvalis</i>	0	0	3	0,2	10	0,3	
<i>C. leucodon</i>	3	0,1	0	0	0	0	
<i>C. suaveolens</i>	3	0,1	1	0,1	3	0,1	
<i>Tot N</i>		17		4		41	
<i>Indici di diversità</i>							
<i>Tot A</i>		0,5		0,2		1,2	
<i>Tot S</i>		4		2		4	
<i>H'</i>		1,09		0,56		1,03	
<i>J</i>		0,79		0,81		0,74	

Nonostante il fatto che l'equipartizione delle associazioni, espressa dall'indice di Pielou è simile nelle tre aree (*Tabella 6.2*), l'Area 3 si presenta con un numero di individui catturati significativamente maggiore rispetto alle altre (Mann-Whitney test: $N_{Area3\ N=48}$ vs. $N_{Area1\ N=48}$: $W = 110$, $p = 0.02$; $N_{Area3\ N=48}$ vs. $N_{Area2\ N=24}$: $W = 142.5$, $p = 0.007$). L'Area 2 è caratterizzata dal più basso numero di specie catturate, che è significativamente differente dal numero delle specie catturate in Area 3 (Mann-Whitney test: $S_{Area2\ N=24}$ vs. $S_{Area3\ N=48}$: $W = 143$, $p = 0.004$), ma non in Area 1 (Mann-Whitney test: $S_{Area2\ N=24}$ vs. $S_{Area1\ N=48}$: $W = 129$, $p = 0.14$). L'Area 2 è anche caratterizzata dal più basso, ma non significativo, livello di diversità calcolato con l'indice di Shannon (*Tabella 6.2*).

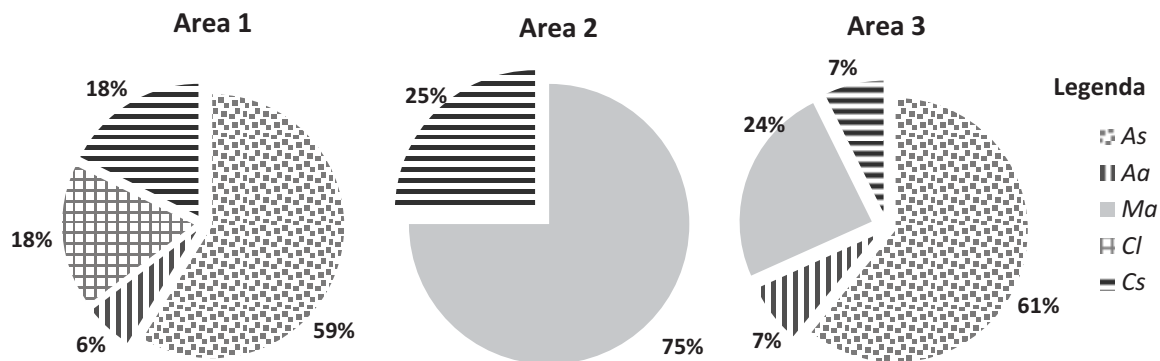


Figura 6.1. Frequenze percentuali e distribuzione delle specie catturate con trappole a caduta nelle tre aree di studio. As = *A. sylvaticus*. Aa = *A. agrarius*. Ma = *M. arvalis*. Cl = *C. leucodon*. Cs = *C. suaveolens*.

6.3.2.2 Trappole Sherman

Le trappole Sherman hanno catturato le quattro specie più pesanti presenti nelle tre aree di studio: *A. sylvaticus* (68%), *A. agrarius* (21%), *M. arvalis* (6%) and *A. flavicollis* (5%) (Tabella 6.3, Figura 6.2).

Tabella 6.3. Risultati per le catture con trappole Sherman. N = numero di individui, A = indice di abbondanza relativa; Tot S = numero totale di specie per ogni area di studio; H' = indice di Shannon, calcolato per ogni area di studio, J = indice di Pielou, calcolato per ogni area di studio.

Catture con trappole Sherman						
Specie	AREA 1		AREA 2		AREA 3	
	N	A	N	A	N	A
A. sylvaticus	66	3,6	91	11,0	295	14.8
A. flavicollis	35	1,9	0	0	0	0
A. agrarius	84	4,6	14	1,7	42	2.3
M. arvalis	0	0	27	3,3	14	1.9
Tot N	185		132		351	
Indici di diversità						
Tot A	10,2		19,4		18,0	
Tot S	3		3		3	
H'	1,04		0,82		0,53	
J	0,95		0,76		0,48	

Parzialmente, questi risultati confermano quanto osservato nelle catture con le trappole a caduta.

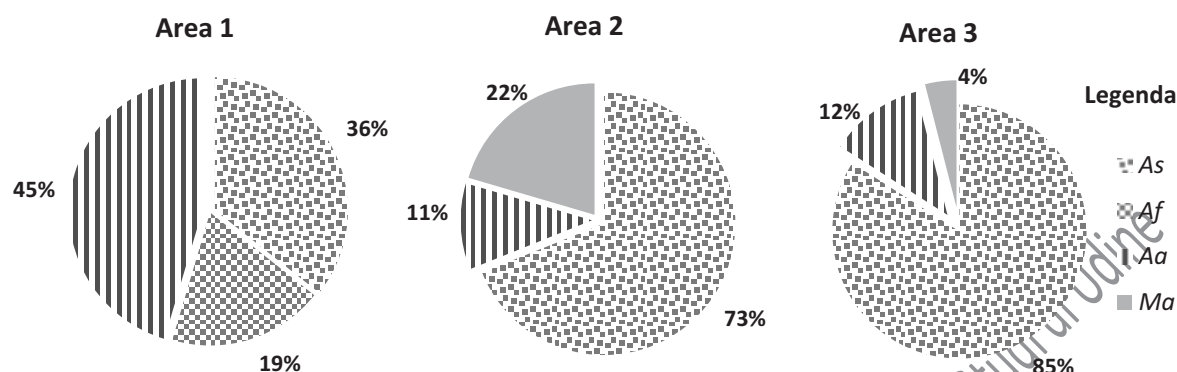


Figura 6.2. Frequenze percentuali e distribuzione delle specie catturate con trappole Sherman nelle tre aree di studio. As = *A. sylvaticus*. Aa = *A. agrarius*. Ma = *M. arvalis*. Cl = *C. leucodon*. Cs = *C. suaveolens*.

Nell'Area 1 si osserva un numero significativamente più grande nell'abbondanza dei piccoli mammiferi, se confrontato con l'Area 3 (Mann-Whitney test: $A_{Area1\ N=48}$ vs. $A_{Area3\ N=48}$: $W = 2054$, $p = 0.03$), e l'Area 2 (Mann-Whitney test: $A_{Area1\ N=48}$ vs. $A_{Area2\ N=24}$: $W = 1556$, $p = 0.014$), mentre le differenze nell'abbondanza relativa tra Area 3 e Area 2 non sono significative (Mann-Whitney test: $A_{Area2\ N=24}$ vs. $A_{Area3\ N=48}$: $W = 1652$, $p = 0.23$). La distribuzione dell'abbondanza delle specie nelle tre aree di studio (Figura 6.2) mostra che l'area più naturale, Area 1, ha il maggior livello di diversità in termini di indice di Shannon e la maggiore equiripartizione (indice di Pielou), anche se questi valori non risultano statisticamente differenti da quelli delle altre aree. L'area meno naturalizzata, Area 3, presenta il minor grado di diversità e di equiripartizione, mentre nell'Area 2 risultano effettivamente, valori intermedi per tutti gli indici (Tabella 6.3).

6.3.2.3 Naturalità e associazioni animali

Per valutare le associazioni tra la composizione delle associazioni animali nelle tre aree di studio e il gradiente di intensificazione di uso del suolo agricolo, è stato tracciato un grafico dell'abbondanza relativa delle specie catturate con le trappole Sherman (cioè con le trappole che hanno restituito un maggior successo di cattura) in relazione con l'Indice di Conservazione del Paesaggio in ogni area di studio.

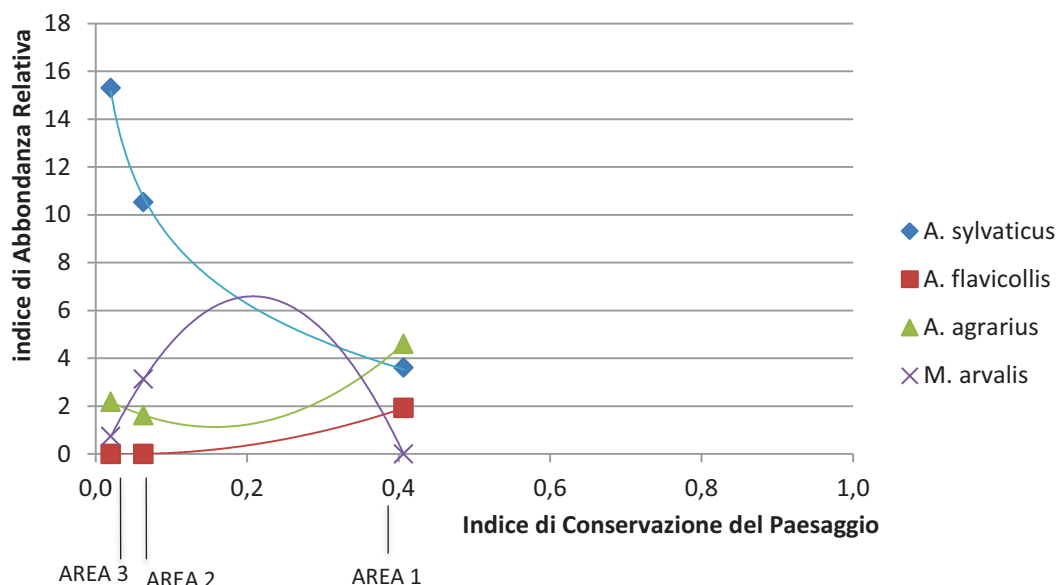


Figura 6.3. Indice di Conservazione del Paesaggio (ILC1) in relazione con l'abbondanza relativa delle specie catturate con le trappole Sherman in ciascuna area di studio. Per mostrare gli andamenti, le curve sono tracciate come polinomiali (II ordine).

Dalla Figura 6.3 è possibile osservare due differenti andamenti. *A. sylvaticus* tende a mostrare una marcata diminuzione dell'abbondanza relativa a partire dall'area meno naturale (Area 3), mentre al contrario, *A. flavicollis* e *A. agrarius* tendono ad aumentare l'abbondanza relativa, seppur in maniera meno marcata, passando dall'area meno naturale (dove *A. flavicollis* non è presente) alla più naturale (Area 1). L'andamento di *M. arvalis* tende ad aumentare tra l'area più disturbata e quella con valori intermedi (Area 2), ma è assente dall'area più naturale (Area 1).

6.4. DISCUSSIONE

I risultati dello studio in merito alla caratterizzazione della naturalità e alla relazione con le associazioni di piccoli mammiferi, mostra che la composizione e la diversità dei gruppi animali riflettono il gradiente di decremento dell'intensificazione dell'agricoltura e incremento della conservazione e naturalità del paesaggio.

Riguardo la diversità delle associazioni di piccoli mammiferi nei tre paesaggi agricoli, i risultati rilevano che gli indici di diversità (S , H' e J), in accordo con l'ipotesi iniziale, variano nelle tre aree di studio in relazione al livello di naturalità. L'Area 1, l'area più naturale, presenta il valore dell'indice di Shannon più elevato, come dimostrato sia dalle catture con le trappole a caduta sia dalle catture con le trappole Sherman, indicando un'elevata diversità di specie. L'indice di Pielou è altrettanto elevato in Area 1 e Area 2, rispetto all'Area 3, soprattutto quando

le catture sono effettuate con le trappole Sherman, che rappresentano meglio i numeri della popolazione stimata, grazie al più elevato successo di cattura, in termini di abbondanza relativa totale. Questo indica che le associazioni di piccoli mammiferi delle aree più naturalizzate sono relativamente equiripartite, mentre quella dell'area più disturbata e modificata, caratterizzata da estese porzioni di territorio coltivato, presenta il numero maggiore di individui catturati ma l'associazione è dominata da poche specie che possono fornire indicazioni circa l'impoverimento e l'omogeneità della comunità. In particolare ci si riferisce all'elevata abbondanza di *A. sylvaticus*, che è la specie più generalista e adattabile tra tutte quelle catturate durante questo studio. La composizione dei gruppi animali riflette quanto atteso in termini delle tipologie di specie presenti a diversi livelli di naturalità. Infatti, spostandosi dal paesaggio meno naturale a quello più naturale si osserva, da un lato, un chiaro trend di incremento dell'abbondanza di specie che hanno un maggiore significato ecologico, come *A. flavicollis* e *A. agrarius* e, dall'altro, un trend opposto di abbondanza discendente della specie più generalista (*A. sylvaticus*).

A. flavicollis è stata catturata esclusivamente in Area 1. La specie, localmente presente nella fascia collinare (Lapini et al., 1995), è simpatrica con le altre due specie di *Apodemus*. Frequenta anch'essa ambienti agricoli, ma il carattere spiccatamente mesofilo le fa prediligere ambienti fortemente boscati, con buona copertura arborea e arbustiva (Capizzi and Santini, 2007). In quest'area, diversamente dalle altre due, non è stata catturata *M. arvalis*, una specie tipica di ambienti aperti come praterie e campi a riposo (Capizzi and Santini, 2007). Studi recenti hanno dimostrato che la presenza della specie è oramai associata a paesaggi con un discreto grado di intensificazione dell'agricoltura e che per tale motivo essa può essere considerata un buon indicatore dell'intensificazione dell'agricoltura (Delattre et al., 1996; Burel et al., 2004). Tuttavia, i risultati mostrano che la specie è più abbondante nella seconda area di studio, che è caratterizzata da livelli intermedi di intensificazione degli usi del suolo agricoli. Effettivamente, la specie è presente in ambienti fortemente coltivati, ma preferisce comunque ambienti caratterizzati da coltivi ma anche da ambienti prativi, strutturati nel paesaggio con una buona eterogeneità delle patch (Heroldova et al. 2007; Millan de la Pena et al. 2003), un pattern che ritroviamo in Area 2, mentre non è tipico dell'Area 3. Al contrario, specie che sono particolarmente sensibili all'intensificazione dell'agricoltura, come i piccoli mammiferi insettivori, sono presenti in quest'area, ma assenti dall'area meno naturalizzata.

Come ci si aspettava in merito all'indice di naturalità, l'Area 2 si posiziona ad un livello intermedio tra le altre due aree sia in termini di indice sia in termini di associazioni a piccoli mammiferi (Par. 6.3.2.1 e Par.6.3.2.2., Tabella 6.2 e Tabella 6.3). Il raggruppamento è dominato da *A. sylvaticus*, mentre *A. agrarius* è presente con la minore percentuale, calcolata sul totale

delle catture, rispetto alle altre due aree. La prima tra queste due specie, euriecia, con ampia distribuzione su tutto il territorio nazionale, mantiene la sua adattabilità ecologica e il suo opportunismo, sia nella scelta degli habitat che nelle abitudini alimentari (Canova, 1992; Todd et al., 2000; Tew et al., 2000; Tattersall et al. 2001), dal momento che frequenta tutti i tipi di habitat, dalle siepi arboree durante tutto l'anno, ai coltivi a mais durante la stagione estiva, e i prati durante la primavera (Ouin et al., 2000). La seconda, *A. agrarius*, è specie igrofila (Lapini, 2009), fortemente legata alle aree ecotonali: frequenta margini dei boschi e dei coltivi, ma anche aree aperte e cespugliate. Tra gli insettivori, è presente la sola *C. suaveolens*, che spicca per il carattere maggiormente ubiquitario rispetto alla congenera. Lapini et al. (1995) la descrivono come l'insettivoro dominante in tutti gli agroecosistemi della bassa pianura friulana, con una distribuzione che la rende spesso più abbondante della congenera.

Ancora in accordo con le caratteristiche di minore naturalità e maggior presenza di ambienti coltivati, l'Area 3, come detto è dominata dalla presenza di *A. sylvaticus*. La presenza della specie direttamente competitora, *A. agrarius*, è decisamente limitata. Ciò è prevalentemente da ascrivere alla plasticità ecologica stessa della specie (Capizzi & Filippucci, 2008), che la rende adattata a vivere in ambienti agricoli, in cui frequenta habitat umidi, aree marginali di boschi, campi coltivati e siepi, ma sempre a condizione di una elevata eterogeneità ambientale (Kozakiewicz et al. 1999), pur avendo la capacità di effettuare considerevoli spostamenti tra habitat di diversa natura all'interno del mosaico agricolo in cerca di cibo (Liro and Szacki, 1987). Appare quindi evidente come l'estrema omogeneità territoriale dell'area indagata, la rende un paesaggio parzialmente inospitale per questa specie, favorendo invece quella che tra le due congeneri è la più opportunistica. In quest'area si riscontra la presenza, se pur limitata, di *M. arvalis*. Questa è considerata la specie di arvicola dominante di tutti gli ambienti coltivati di bassa e media quota del territorio friulano (Lapini et al., 1995). Sebbene la presenza di *C. leucodon* sia documentata da Lapini et al. (1995) per la fascia geografica di alta pianura in cui si colloca l'Area 3, la specie non è stata catturata in questo lavoro. Il risultato è particolarmente interessante perché questa è una specie termofila, che frequenta habitat arbustati o semiboscati con buona copertura, ed è particolarmente sensibile all'intensificazione dell'agricoltura, tanto da non essere presente negli agroecosistemi troppo intensificati (Bon et al., 1995). Tuttavia, in Area 2 è presente solo *C. suaveolens*, simpatica e sintopica di *C. leucodon* (Cagnin, 1996), che ha caratteristiche più ubiquitarie rispetto alla congenera (Lapini et al., 1995).

I risultati di questo lavoro sono in accordo con altri studi effettuati in tutta Europa. In Francia Michel et al. (2006) hanno osservato che l'indice di Shannon e l'indice di Pielou decrescono all'incremento dell'intensificazione agricola in tre differenti siti di studio (Sito 1: 37% di uso del

suolo coltivato (Sito 1: $H' = 1,75$; $J = 0,58$. Sito 2: 64%; $H' = 1,92$; $J = 0,64$. Sito 3: 91%, $H' = 1,41$; $J = 0,50$). In alcune aree agricole della Repubblica Ceca (Heroldova et al., 2007) le specie più diffuse in un mosaico di siepi, campi coltivati e piccole patch di bosco in una matrice costituita dal 91% da terreni agricoli, sono *A. sylvaticus* (indice di abbondanza relativa $A = 3$ individui/100 notti trappola), seguita da *M. arvalis* ($A = 2,3$), mentre *A. flavicollis* ($A = 1,2$) risulta essere legato e più abbondante nelle patch boscate. Fischer et al. (2011) nella Bassa Sassonia hanno rilevato una ricchezza media di specie simile a quella di questo studio ($S = 4,09 \pm 0,28$), che aumenta nel paesaggio in cui la percentuale di aree coltivate è minore dell'80%. Coerentemente con i risultati del presente studio, gli autori osservano che *A. agrarius* è assente dal paesaggio più semplificato, mentre *M. arvalis* è assente dal paesaggio troppo complesso ed eterogeneo. Gli stessi risultati sono riportati da Kozakiewicz et al. (1999) secondo cui la presenza di *A. flavicollis* è positivamente influenzato dalla presenza di estese patch di bosco.

I risultati sono anche parzialmente in accordo con altri lavori italiani, che hanno indagato la composizione di piccoli mammiferi in agroecosistemi italiani dominati da diverse tipologie di habitat. In alcune aree umide residue della pianura padana, immerse nella matrice di campi coltivati, si riscontra la stessa specie di roditore dominante (*A. sylvaticus*) e valori medi degli indici di ricchezza specifica e di diversità di poco superiori al presente lavoro ($S = 4,6 \pm 1,7$; $H' = 1,12 \pm 0,5$; Canova 1992. $S = 7$; $H' = 1,62 \pm 0,07$; Mazzotti & Lunardi 2005). Nelle piantagioni di pioppo nella pianura pavese, anch'esse collocate in un paesaggio intensamente agricolo, la specie dominante è *A. sylvaticus*, e la presenza di *C. suaveolens*, per quanto sensibile ai cambiamenti di origine antropogena, conferma la presenza della specie in ambienti coltivati ma la necessità di utilizzare microhabitat poco disturbati (Giordano and Meriggi, 2009). Tuttavia, parziale disaccordo si rileva con quanto riportato per l'Italia centrale (Mortelliti and Boitani, 2009), dove le due specie di *Crociodura* presentano caratteristiche opposte a quelle descritte in questo lavoro: *C. suaveolens* è strettamente legata a patch boscate anche mature, mentre *C. leucodon* è la *Crociodura* più diffusa, dal carattere spiccatamente generalista, in quanto non associata ad alcun particolare habitat.

Per questo studio, tuttavia, è possibile che non siano state catturate tutte le specie di piccoli mammiferi presenti nelle aree, a causa delle limitazioni intrinseche ai metodi di cattura. Le trappole a caduta senza l'uso delle barriere tipo *drift fences*, come nel metodo qui proposto, diminuiscono il successo di cattura (Zukal and Gaisler, 1992). Tuttavia, l'indice di abbondanza per questa tipologia di trappole calcolato su tutte e tre le aree di studio ($A = 0,7$) è comparabile con gli indici di abbondanza medi delle catture di piccoli mammiferi in altri studi condotto in Italia ($A = 0,96$; min. = 0,17; max. = 2,07) (Trentino Alto Adige da Zanghellini et al., 2004; Toscana,

Mortelliti and Boitani, 2009; Friuli Venezia Giulia, Lapini 2009). Le trappole Sherman, pur considerando la limitata capacità di cattura, sono selettive nel catturare piccoli mammiferi con peso minimo di 5 grammi e non consentono la cattura di specie insettivore. Vedi *Par. 3.2, Cap. 3. "Approccio metodologico"*, sono utili per ottenere informazioni ecologiche circa la presenza/assenza delle specie con un relativo minimo sforzo di campionamento (Flowerdew et al., 2004; Gurnell and Flowerdew, 1994). Inoltre, i risultati sulle specie trovate confermano le preferenze ecologiche di ciascuna di esse e sono in accordo con studi precedenti sulla distribuzione geografica delle stesse in Friuli Venezia Giulia (Lapini et al., 1995).

In merito alla presenza potenziale di altre specie oltre a quelle catturate nelle aree di studio qui considerate, pochi lavori hanno analizzato la distribuzione di insettivori e roditori in ambienti agricoli del Friuli Venezia Giulia, e per questo il lavoro di Lapini et al. (1995) può essere considerato una sintesi degli studi relativi alle caratterizzazioni delle comunità di piccoli mammiferi in questa regione. L'autore riporta la presenza, soprattutto per la zona collinare (Area 1) di *Sorex araneus*, specie essenzialmente igrofila, probabilmente non catturata a causa delle sue abitudini ecologiche, poiché è tipica di ambienti boscati di una certa dimensione, e frequenta difficilmente aree marginali o ecotoni (Lapini et al., 1995; Lapini e Testone, 1998). Inoltre, se la specie fosse presente in zona lo sarebbe stata con densità minori rispetto alle specie di *Crocidura*, il cui numero di catture per questo studio è risultato comunque esiguo. Al contrario, entrambe le *Crocidure* sono specie comuni.

I risultati ottenuti in questo lavoro sono in accordo con l'assunzione generale che a diversità delle comunità animali è più elevata in paesaggi agricoli con un limitato disturbo antropico, e che la diversità e la composizione delle comunità sono influenzate dal livello di naturalità dei paesaggi stessi (Bates and Harris, 2009; Michel et al., 2007). Questo porta alla conclusione che l'intensificazione dell'agricoltura porta ad una generale perdita di diversità (Robinson and Sutherland, 2002), che si rileva anche grazie all'incremento del numero di specie comuni e generaliste, come *A. sylvaticus*, come hanno osservato Love et al. (2000), Kleijn e Sutherland (2003) e Millan de la Pena et al. (2003).

In conclusione, tali risultati suggeriscono che al decremento del livello di naturalità nel paesaggio, cioè all'incremento nel numero e nell'estensione degli habitat modificati dall'uomo, le comunità di piccoli mammiferi tendono all'impoverimento, a essere meno eterogenee e diversificate e dominate da specie generaliste, che sono più abili ad adattarsi alle alterazioni indotte dalle attività umane. Tali cambiamenti antropogeni non portano ad una necessaria diminuzione nell'abbondanza degli individui nelle specie, ed effettivamente in questo studio si osserva un incremento nell'abbondanza relativa, quindi non necessariamente influiscono su

livelli trofici superiori: tale affermazione richiederebbe tuttavia delle indagini più mirate e approfondite. In molte zone d'Europa vi è una forte tendenza verso l'intensificazione dell'agricoltura con una conseguente perdita di naturalità (Henle et al., 2008) ed è stato dimostrato che l'intensità agricola influenza fortemente i servizi ecosistemici e la biodiversità (Stoate et al, 2001; Reidsma et al, 2006; Kleijn et al, 2009). Il presente studio conferma che questi processi di cambiamento della destinazione dei terreni possono portare ad una perdita di diversità e della complessità delle comunità di piccoli mammiferi che vivono nei sistemi agricoli, influenzando potenzialmente anche su altri livelli di biodiversità.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

6.5. BIBLIOGRAFIA

- Bates, F.S., Harris, S., 2009. Does hedgerows management on organic farms benefit small mammal populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 124–130.
- Batzella, M., Balvis, T., Muntoni, F., Marini, A., 2012. Vegetation map and assessment of naturalness degree of the Ogliastra territory (Sardinia, Italy). *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale* 9, 130–136.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18, 182–188.
- Bon, M., Paolucci, P., Mezzavilla, F., De Battisti, R., Vernier, E., 1995. *Atlante dei Mammiferi del Veneto*, Lavori Soc. Ven. Sc. Nat. Suppl. vol. 21. ed.
- Bonfanti, P., Fregonese, A., Sigura, M., 1997. Landscape analysis in areas affected by land consolidation. *Landscape and Urban Planning* 37, 91–98.
- Buckwell, A., Armstrong-Brown, S., 2004. Changes in farming and future prospects – technology and policy1. *Ibis* 146, 14–21.
- Burel, F., Butet, A., Delettre, Y.R., Millàn de la Peña, N., 2004. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning* 67, 195–204.
- Caceres, N.C., Nápoli, R.P., Hannibal, W., 2011. Differential trapping success for small mammals using pitfall and standard cage traps in a woodland savannah region of southwestern Brazil. *Mammalia* 75, 45–52.
- Cagnin, M., Moreno, S., Aloise, G., Garofalo, G., Villafuerte, R., Gaona, P., Cristaldi, M., 1998. Comparative study of Spanish and Italian terrestrial small mammals coenoses from different biotopes in Mediterranean peninsular tip regions. *Journal of Biogeography* 25, 1105–1113.
- Canova, L., 1992. Distribution and habitat preference of small mammals in a biotope of the north Italian plain. *Italian J. of Zoology* 59, 417–420.
- Capizzi, D., Santini, L., 2007. *I roditori italiani*. Ecologia, impatto sulle attività umane e sugli ecosistemi. Delfino Editore.

- Critchley, C.N.R., Allen, D.S., Fowbert, J.A., Mole, A.C., Gundrey, A.L., 2004. Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biological Conservation* 119, 429–442.
- Dawson, T.P., Rounsevell, M.D.A., Kluvánková-Oravská, T., Chobotová, V., Stirling, A., 2010. Dynamic properties of complex adaptive ecosystems: implications for the sustainability of service provision. *Biodiversity and conservation* 19, 2843–2853.
- Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Quéré, J.P., Fichet, E., 1996. Effect of landscape structure on Common Vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several space scales. *Landscape Ecology* 11, 279–288.
- Duelli, P., Obrist, M. k., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 87–98.
- Ferrari, C., Pezzi, G., Diani, L., Corazza, M., 2009. Evaluating landscape quality with vegetation naturalness maps: an index and some inferences. *Applied Vegetation Science* 11, 243–250.
- Fischer, C., Thies, C., Tschardtke, T., 2011. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 1130–1136.
- Flowerdew, J.R., Shore, R.F., Poulton, S., Sparks, T.H., 2004. Live trapping to monitor small mammals in Britain. *Mammal Review* 34, 31–50.
- Giordano, M., Meriggi, A., 2009. Use by small mammals of short rotation plantations in relation to their structure and isolation. *Hystrix-the Italian Journal of Mammalogy* 20, 127–135.
- Gurnell, J., Flowerdew, J.R., 1994. Live trapping small mammals : a practical guide. The Mammal Society, Londra.
- Henle, K., Alard, D., Cobb, P., Firbank, L.G., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F.A., Niemela, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., Young, J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124, 60–71.
- Heroldova, M., Bryja, J., Zejda, J., Tkadlec, E., 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, ecosystems & environment* 120, 206–210.

- Klaa, K., Mill, P.J., Incoll, L.D., 2005. Distribution of small mammals in a silvoarable agroforestry system in Northern England. *Agroforestry systems* 63, 101–110.
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of applied ecology* 40, 947–969.
- Kozakiewicz, M., Gortat, T., Kozakiewicz, A., Barkowska, M., 1999. Effects of habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. *Landscape ecology* 14, 391–400.
- Lapini, L., 2009. Micromammiferi della riserva naturale “Lago di Cornino” (Forgaria nel Friuli, Udine, Italia nord-orientale). *Gortania, Botanica, Zoologia* 31, 143–170.
- Lapini, L., Dall’Asta, A., Dublo, L., Spoto, M., Vernier, E., 1995. Materiali per una teriofauna dell’Italia Nord-orientale. *Gortania - Atti Mus. Friul. St. Nat.* 17, 107–119.
- Liro, A., Szacki, J., 1987. Movements of field mice *Apodemus agrarius* (Pallas) in a suburban mosaic of habitats. *Oecologia* 74, 438–440.
- Love, R.A., Webbon, C., Glue, D.E., Harris, S., 2000. Changes in the food of British Barn Owls (*Tyto alba*) between 1974 and 1997. *Mammal Review* 30, 107–129.
- Mazzotti, S., Lunardi, S., 2005. Struttura e fenologia delle comunità della microteriofauna di Valle Brusà. *Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. nat. Ferrara* 15, 113–124.
- Michel, N., Burel, F., Butet, A., 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica* 30, 11–20.
- Michel, N., Burel, F., Legendre, P., Butet, A., 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecol* 22, 1241–1253.
- Millan de la Pena, N., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Le Du, L., Burel, F., 2003. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape ecology* 18, 265–278.
- Moro, D., Gadal, S., 2007. Benefits of habitat restoration to small mammal diversity and abundance in a pastoral agricultural landscape in mid-Wales. *Biodivers Conserv* 16, 3543–3557.
- Mortelliti, A., Boitani, L., 2009. Distribution and coexistence of shrews in patchy landscapes: A field test of multiple hypotheses. *Acta Oecologica* 35, 797–804.

- Ouin, A., Paillat, G., Butet, A., Burel, F., 2000. Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, ecosystems & environment* 78, 159–165.
- Pizzolotto, R., Brandmayr, P., 1996. An index to evaluate landscape conservation state based on land-use pattern analysis and geographic informations system techniques. *Coenoses* 11, 37–44.
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39, 157–176.
- Schiegg, K., 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience* 7, 290–298.
- Spitzer, K., Jaros, J., Havelka, J., Leps, J., 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation* 80, 9–15.
- Summerville, K.S., Crist, T.O., 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82, 1360–1370.
- Tattersall, F.H., Macdonald, D.W., Hart, B.J., Manley, W.J., Feber, R.E., 2001. Habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in a changeable arable landscape. *Journal of Zoology* 255, 487–494.
- Tew, T., Todd, I., Macdonald, D., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. *Journal of Zoology* 250, 305–311.
- Todd, I., Tew, T., Macdonald, D., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 1. Macrohabitat. *Journal of Zoology* 250, 299–303.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857–874.
- Walther, R., 2003. Biodiversity and landscape—summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, ecosystems & environment* 98, 305–309.
- Zanghellini, S., Salvadori, C., Ambrosi, P., 2004. Study of a community of small mammals in subalpine spruce woods at Lavazè Pass (Trentino, Italy). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.* 81, 219–223.
- Zukal, J., Gaisler, J., 1992. Testing of a new method of samplign small mammal communities. *Folia zoologica* 41, 299–310.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

7. RISULTATI III

7.1. i piccoli mammiferi degli ambienti agricoli: fitness delle popolazioni e relazioni con la struttura degli habitat

7.1. INTRODUZIONE

In ambienti agricoli, in cui l'intensificazione dell'agricoltura è una delle maggiori minacce per la biodiversità (Kleijn et al. 2011), a causa prevalentemente dei cambiamenti di uso del suolo e della perdita di habitat seminaturali a livello di paesaggio (Benton et al., 2003), uno dei temi chiave da analizzare è rappresentato dalla relazione tra la struttura del paesaggio e lo stato di salute delle specie di fauna selvatica che vi abitano (Fitzgibbon, 1997).

In tali contesti ambientali, in cui dominano la frammentazione e l'isolamento delle patch naturali, le popolazioni di piccoli mammiferi sono state spesso indagate come modelli per testare gli effetti dei cambiamenti ambientali su alcuni parametri delle popolazioni, quali le dimensioni, il tasso di crescita, la dispersione degli individui (Fahrig and Merriam, 1985; Douglass, 1989; Lidicker, 1999; Szacki and Liro, 1991). In studi recenti, è stata approfondita la loro utilità come indicatori della sostenibilità di ecosistemi terrestri, sia naturali (Bayne and Hobson, 1998; Diaz et al., 1999; Moore et al., 2003; Silva et al., 2005; Umetsu and Pardini, 2006) che antropizzati (Fitzgibbon 1997; Butet et al. 2006; Gelling et al. 2007; Mortelliti & Boitani 2007). Gli obiettivi di molti studi si concentrano principalmente sull'esaminare gli effetti provocati dall'arrangiamento spaziale e dalla struttura dei singoli tipi di habitat nei paesaggi agricoli sulla vitalità delle popolazioni di roditori (Basquill and Bondrup-Nielsen, 1999b). Vengono indagate, ad esempio, le conseguenze dell'effetto margine sull'home range e sulla

fitness (Bowers et al. 1996; Dooley & M. A. Bowers 1998); l'incremento o la diminuzione della presenza di popolazioni in funzione della dimensione delle patch di ambienti idonei (Andrén 1994); la distribuzione delle specie in relazione al grado di connettività delle patch (Saunders et al., 1991); gli effetti sulla composizione delle comunità prodotti dalla forma delle singole patch (Tattersall et al., 2002). Tuttavia, pochi studi focalizzano l'attenzione sul complesso dei pattern di usi del suolo nei contesti ambientali circostanti le singole patch o i singoli habitat di interesse (Fitzgibbon 1997; Butet et al. 2006. Ma vedi Ylönen et al. 1991; Tew et al. 2000), documentando le dinamiche attraverso le quali le popolazioni locali possono mantenere o meno la loro persistenza all'interno del sistema (Holland and Bennett, 2010). I risultati di tali lavori che utilizzano un più ampio raggio di indagine, permettono quindi di discriminare quali caratteristiche del complesso dei paesaggi e degli habitat oggetto degli studi siano le più idonee a mantenere la persistenza delle popolazioni (Summerville and Crist, 2001). Il concetto di persistenza è qui inteso come la capacità, da parte di una popolazione, di produrre discendenti per lunghi periodi di tempo e di mantenere la colonizzazione di un sito, pur se sottoposta a fluttuazioni numeriche che influiscono sull'abbondanza a breve e lungo termine (Diaz et al., 1999). A questo proposito è stato dimostrato che in casi in cui le popolazioni si adattano ai cambiamenti ambientali rispondendo con un comportamento riproduttivo flessibile e una buona abilità di dispersione, subentrano dei meccanismi che incrementano la persistenza, ma che possono incidere sulla performance della popolazione stessa, intesa come vitalità delle popolazioni, determinata da vari parametri demografici (Holland and Bennett, 2010).

Le analisi presentate in questo capitolo, che fa riferimento al 2° step delle indagini delle relazioni tra i livelli di organizzazione del pattern di paesaggio rurale e i gradi di aggregazione degli indicatori ecologici (vedi *Cap. 3 "Approccio metodologico", Par. 3.4, Figura 3.1*), prendono spunto dalle considerazioni sopra esposte, e aggiungono all'analisi delle caratteristiche ambientali sulla persistenza delle popolazioni, un confronto tra tipologie di ambienti naturali e antropizzati e un'indagine a più scale di studio. L'approccio prevede di esplorare i rapporti tra il livello di intensità dell'agricoltura, delle tipologie di habitat e della loro composizione e configurazione spaziale nel paesaggio sulle popolazioni di piccoli mammiferi. Si va quindi ad indagare il grado di performance delle popolazioni, intesa come un insieme di misure di vitalità determinate da parametri demografici, e le relazioni tra queste e le variabili ambientali.

Lo scopo della ricerca è molteplice: con una prima analisi si vuole verificare se la presenza o assenza delle specie target sia influenzata dal gradiente di intensità di uso del suolo agricolo (cioè dall'area di studio), dalla stagione, dal tipo di habitat, e dall'interazione tra le specie di piccoli mammiferi. In secondo luogo, con maggior dettaglio, si vuole indagare se le popolazioni

delle specie presenti nelle aree di studio abbiano una buona performance, considerando che una popolazione abbondante, con un'elevata persistenza di individui riproduttivi, un rapporto sessi vicino alla parità o a favore delle femmine e un elevato peso degli individui sono caratteristiche considerate significative per identificare popolazioni più vitali (Basquill and Bondrup-Nielsen, 1999b; Holland and Bennett, 2010). Infine si vuole valutare, con ulteriore dettaglio, se l'indice di abbondanza relativa delle popolazioni può essere condizionato da effetti dovuti alle caratteristiche delle variabili ambientali indagate a diverse scale di studio.

7.2. MATERIALI E METODI

7.2.1. Aree di studio e strategia di campionamento

Le metodologie di campionamento dei piccoli mammiferi sono descritte nel *Par. 3.2* e *3.3* del *Cap. 3*. A causa del maggior successo di cattura, espresso dall'indice di abbondanza relativa, per queste indagini sono stati utilizzati solo i dati degli individui catturati con trappole del tipo Sherman.

7.2.2. Variabili demografiche e analisi statistiche

7.2.2.1 Modello di regressione logistica binaria

Al fine di verificare l'effetto dell'area di studio, della stagione e dell'habitat sull'abbondanza delle specie è stato utilizzato un modello di regressione logistica, per il quale i valori di abbondanza delle specie sono stati convertiti in presenza o assenza. Questa variabile binaria è stata inclusa nell'indagine per determinare l'effetto di fattori fissi quali '*Area*' (Area 1, Area 2 e Area 3), '*Stagione*' (estate, autunno, inverno, primavera) e '*Habitat*' (siepe, prato, mais), insieme all'interazione tra presenza/assenza della specie simpatica.

7.2.2.2 Indagine delle variabili demografiche

Le variabili demografiche, descritte per ciascuna specie separatamente, sono:

- *abbondanza relativa*:

è rappresentata dall'indice di abbondanza relativa descritto nel *Par. 6.2.2.2* del *Cap. 6* (*Eq. 6.4*). Non vengono effettuate analisi statistiche, ma il valore medio di abbondanza in ogni area di studio, per tipologia di habitat e stagione di campionamento è riportato graficamente. Viene calcolato il coefficiente di variazione, che rappresenta una misura della variabilità relativa e della dispersione dei valori del campione, per le medie delle

abbondanze nell'habitat siepe (scelto fra gli altri in quanto presenta il campione con maggiore numerosità) nelle diverse aree di studio;

- *rapporto sessi:*

per il calcolo del rapporto sessi si considera il numero complessivo (adulti e giovani) di maschi, rapportato al numero complessivo di femmine in ogni sito di campionamento e per ogni stagione di cattura. La variabile è stata sottoposta al test del chi-quadro χ^2 (Minitab® software v.16) per tenere conto del discostamento del sex ratio dai valori ottimali di parità (1:1), calcolato per area, per stagione di campionamento, e per habitat. E' stato inoltre condotto il confronto tra le aree di studio, le stagioni e gli habitat di campionamento tramite il test chi-quadro χ^2 con tabella di contingenza (Minitab® v.16);

- *percentuale di individui riproduttivi:*

lo stato riproduttivo per gli individui adulti è stato attribuito in caso di visibili testicoli esterni, vagina perforata, evidente stato di lattazione o gravidanza (Gunnell and Flowerdew, 1994). Il numero di individui in stato riproduttivo è stato rapportato al numero totale di individui catturati e trasformato in percentuale. Per decidere se considerare i due sessi congiuntamente o separatamente nelle analisi, il confronto tra il campione di femmine e il campione di maschi riproduttivi è stato condotto tramite un t-test per campioni indipendenti (Minitab® v.16). In caso di non significatività del test, i due campioni sono stati trattati congiuntamente. Data la condizione di non normalità dei dati è stato applicato il test non parametrico di Kruskal-Wallis (di seguito nominato KW), seguito dal test di confronto post-hoc di Mann-Whitney (di seguito nominato MW), per testare le differenze della variabile nelle diverse 'Aree', 'Stagioni' e 'Habitat';

- *peso corporeo:*

l'analisi del peso corporeo è stata condotta per i soli individui adulti. Per decidere se considerare i due sessi congiuntamente o separatamente nelle analisi del peso corporeo, è stato condotto un t-test per campioni indipendenti (Minitab® v.16). In caso di non significatività del test, i due campioni sono stati trattati congiuntamente. La stessa indagine è stata condotta per valutare le differenze nei pesi tra i campioni di femmine in stato di gravidanza e quelle non in stato di gravidanza. Se il test risulta significativo, il campione delle femmine in stato di gravidanza viene escluso dalle analisi (Tattersall et al., 2004). La normalità della variabile viene valutata tramite il test di Anderson-Darling (Minitab® v.16). Data la condizione di normalità dei dati viene applicato il test della varianza ANOVA one-way parametrico, a cui è stato associato il

test di confronto post-hoc di Tukey, per testare le differenze della variabile nelle diverse 'Aree', 'Stagioni' e 'Habitat'.

La variabile peso è stata poi analizzata in rapporto alle abbondanze delle specie oggetto di studio, per esaminare la possibile relazione tra le due variabili. Partendo da grafici a dispersione descrittivi è stato possibile osservare come il peso in rapporto all'abbondanza si distribuisca in due gruppi, separati tra loro da un valore intermedio. Il metodo proposto per indagare tale relazione prevede di suddividere le abbondanze seguendo la ripartizione del campione di pesi in due sottocampioni, in funzione di un valore soglia rappresentato dal valore medio calcolato come differenza tra il peso massimo e il peso minimo registrato nelle diverse patch di campionamento, divisa per due e aggiunta al valore minimo. I due sottocampioni di abbondanza così ottenuti vengono poi confrontati per testare le differenze con un t-test per campioni indipendenti (Minitab® v.16).

7.2.2.3 Relazione tra abbondanza e variabili ambientali

Le carte di uso del suolo hanno costituito la base per il calcolo delle variabili ambientali, realizzato tramite l'estensione Patch Analyst (Elkie et al., 1999) e con il software Fragstat® 3.3 (McGarigal et al., 2002) e rilevate a due scale spaziali: la scala di singola patch campionata (poligono di un dato tipo di habitat) e la scala di paesaggio locale, considerando l'intorno della singola patch campionata:

1. *'scala di patch'*: la prima scala, basata sul raggruppamento per *tipologie di habitat*, include gli indici (o metriche) strutturali delle patch di campionamento suddivise per tipi di habitat (siepe, prato e mais), calcolati usando il livello *patch* di Patch Analyst (Elkie et al., 1999). Tali indici sono l'*'Area della patch'* in ettari (CA); il *'Perimetro totale'* in metri (TE), ovvero la lunghezza complessiva dei margini della patch; l'*'Indice di forma della patch'* (MSI), espresso dalla formula

$$MSI = \frac{0,25 \times p_i}{\sqrt{a_i}} \quad [\text{Eq. 7.1}]$$

in cui p_i rappresenta il perimetro della patch (in metri), moltiplicato per un fattore rappresentativo dello standard circolare a cui i poligoni vettoriali vengono rapportati (McGarigal and Marks, 1995); a_i rappresenta l'area della patch di studio (in ettari). L'indice varia da 1, che corrisponde ad una forma circolare della patch, e aumenta all'aumentare dell'irregolarità della patch; il *'radius of gyration'* (GYRATE), espresso dalla formula

$$\text{GYRATE} = \sum_{r=1}^z h_{ijr} \quad [\text{Eq. 7.2}]$$

il cui valore si riferisce alla somma, per tutte le r celle nella patch ij esima (r va da 1 a z , che corrisponde al numero complessivo di celle nella patch ij), della distanza media h_{ijr} di ogni cella ijr appartenente alla patch di interesse, dal centroide della patch stessa. L'indice rappresenta una misura dell'estensione della patch, influenzate sia dalle dimensioni, sia dalla compattazione: è l'indice più usato per esprimere l'allungamento della patch, che cresce al crescere del valore dell'indice stesso (Leitão et al. 2006).

Le relazioni tra le metriche di struttura locale e l'abbondanza estiva delle specie (che corrisponde al periodo in cui è stato catturato il maggior numero di individui per ciascuna specie) sono esplorate per tutte le aree congiuntamente tramite il coefficiente di correlazione non parametrico di Spearman;

2. 'paesaggio locale': la seconda scala comprende i buffer circostanti le patch di campionamento, di raggio variabile le cui dimensioni sono:

- 100 m,
- 200 m,
- 400 m.

Tali ampiezze sono state scelte per identificare lo spazio immediatamente adiacente alla patch di campionamento (100 m) e la capacità di movimenti istantanei della maggior parte di piccoli mammiferi in ambienti agricoli (200 e 400 m) (Szacki and Liro, 1991). Per ciascun buffer è stato calcolato un Indice di Conservazione del Paesaggio (ILC2) (Pizzolotto and Brandmayr, 1996), per le cui formule di calcolo si rimanda al *Cap. 6, Par. 6.2.2.1. (Eq. 6.1, Eq. 6.2, Eq. 6.3)*. L'Indice di Conservazione del Paesaggio utilizzato per le analisi di questo capitolo, differisce dal precedente in merito all'ordinamento delle classi di uso del suolo (per tale motivo viene qui riportato come ILC2). Il calcolo delle percentuali cumulate dei tipi di habitat e il computo del valore dell'Indice sono svolti tramite le medesime formule sopra citate. Nel caso dell'ILC1, l'ordinamento delle tipologie di habitat era in accordo con il grado di disturbo derivato dalle attività di gestione antropica, dal più artificiale al più naturale. Il metodo qui proposto prevede che l'ordinamento degli habitat segua un criterio basato sull'idoneità della tipologia di uso del suolo per le specie di piccoli mammiferi (in termini di copertura e di disponibilità trofica, valutate tramite parere di esperto), per tenere in considerazione le conoscenze relative all'ecologia delle specie e verificarne il loro utilizzo come indicatori di conservazione di paesaggio senza ignorare

le preferenze ecologiche. Le classi sono ordinate partendo dalla meno idonea fino alla più idonea, come segue: 1) infrastrutture e centri abitati; 2) vigneti e pioppeti; 3) seminativi a mais; 4) impianti artificiali; 5) filari alberati; 6) prati; 7) arbusteti; 8) siepi; 9) boschi.

Le relazioni tra l'Indice di Conservazione del Paesaggio e l'abbondanza estiva delle specie sono indagate per tutte le aree congiuntamente tramite il coefficiente di correlazione non parametrico di Spearman.

7.3. RISULTATI

Dei 668 individui catturati, le specie *M. arvalis* e *A. flavicollis* rappresentano, rispettivamente, solo il 5% e il 6% sul totale delle catture e, pertanto, sono stati esclusi da questa analisi. Sono quindi considerate come specie target per questo capitolo *A. sylvaticus* e *A. agrarius*, che sono le uniche specie comuni a tutte e tre le aree di studio.

7.3.1. Modello di regressione logistica binaria

Il modello testa gli effetti dell'area di studio (gradiente di intensità dell'uso del suolo agricolo), della stagione e degli habitat, insieme con l'effetto di interazione con la specie simpatica, sulla presenza o assenza di ognuna delle due specie target. Nell'output delle regressioni (Tabella 7.1 e Tabella 7.2) non viene visualizzato il valore del coefficiente del primo livello di ogni variabile categorica (Area '1'; Stagione 'Estate'; Habitat 'Siepe'), considerato livello base o di confronto. Questo dal momento che la regressione stima i parametri relativi a k-1 livelli del fattore, per non creare multicollinearità con la stima dei valori della costante. I coefficienti degli altri livelli misurano l'effetto di questi ultimi in comparazione con quello escluso.

7.3.1.1 *Apodemus sylvaticus*

Il modello di regressione binaria logistica per *A. sylvaticus* è significativo ($G_8 = 57,12$; $p = 0,000$. Tabella 7.1) e il test di associazione tra la variabile risposta e i valori predetti (non presentato in tabella) dimostra che il modello ha una buona capacità predittiva, con un valore vicino a 1 (Goodman-Kruskal test: $\gamma = 0,78$). *A. sylvaticus* è presente in maniera significativa in tutte le aree di studio, maggiormente nelle Aree 2 e 3 piuttosto che in Area 1 (Area 2: $\beta = 1,57$; $p = 0,000$. Area 3: $\beta = 1,28$; $p = 0,000$).

Tabella 7.1. Risultati del modello di regressione logistica lineare per *A. sylvaticus*. P/A_Aa = presenza/assenza della specie simpatica; β = coefficiente della regressione; SE β = errore standard del coefficiente; z = statistica per la misura della deviazione standard; p = livello di significatività; G = test per l'ipotesi nulla che tutti i coefficienti associati alle variabili predittive sono uguali a 0; d.f. = gradi di libertà. Non viene visualizzato il valore del coefficiente del primo livello di ogni variabile categorica (Area '1'; Stagione 'Estate'; Habitat 'Siepe'), perché considerato livello base o di confronto.

Presenza/assenza di <i>A. sylvaticus</i>				
Variabili	Modello di regressione logistica			
	β	SE β	Z	P
<i>Area</i>				
2	1,57	0,42	3,73	0,00***
3	1,28	0,35	3,70	0,00***
<i>Stagione</i>				
<i>Autunno</i>	-0,37	0,38	-0,97	0,33
<i>Inverno</i>	-0,87	0,39	-2,22	0,03*
<i>Primavera</i>	-0,33	0,38	-0,87	0,39
<i>Habitat</i>				
<i>Prato</i>	-0,70	0,42	-1,68	0,09 ^[*]
<i>Mais</i>	-1,15	0,41	-2,79	0,01*
P/A_Aa	1,08	0,43	2,53	0,01*
<i>Modello^a</i> : G = 57,12 d.f. = 8 p = 0,000***				

^alink-function normit. * Significativo a p<0,05. ** Significativo a p<0,01. *** Significativo a p<0,001.

E' possibile osservare come la presenza della specie aumenti passando dall'Area 1 di Collina (33% valore di presenza), all'Area 3 di Alta Pianura (63%) fino alla più elevata presenza in Area 2 di Bassa Pianura (71%). Tra le stagioni di campionamento, solo l'inverno ha un effetto significativo ma negativo sulla presenza della specie. Essa inoltre decresce significativamente nei mais (30% di presenza) e in maniera prossima alla significatività nei prati (43% di presenza), rispetto alle siepi (85%). L'interazione con la presenza della specie simpatica (*A. agrarius*) è significativa: all'incremento della presenza della competitorice, la presenza di *A. sylvaticus* cresce in rapporto circa di 1,1.

7.3.1.2 *Apodemus agrarius*

Il modello di regressione sulla presenza/assenza di *A. agrarius* appare significativo (G = 72,78; p = 0,000. *Tabella 7.2*) e il test per l'associazione tra i valori osservati e i valori predetti (non presentato in tabella) dimostra che il modello ha una buona capacità predittiva, con un valore vicino a 1 (Goodman-Kruskal test: γ = 0,86). L'effetto dell'Area si manifesta in maniera significativa ma negativa: la presenza della specie è maggiore in Area 2 (79%) ma minore in Area 3 (27%) rispetto all'Area 1.

Tabella 7.2. Risultati del modello di regressione logistica lineare per *A. agrarius*. P/A_As = presenza/assenza della specie simpatica; β = coefficiente della regressione; SE β = errore standard del coefficiente; z = statistica per la misura della deviazione standard; p = livello di significatività; G = test per l'ipotesi nulla che tutti i coefficienti associati alle variabili predittive sono uguali a 0; d.f. = gradi di libertà. Non viene visualizzato il valore del coefficiente del primo livello di ogni variabile categorica (Area '1'; Stagione 'Estate'; Habitat 'Siepe'), perché considerato livello base o di confronto.

<i>Presenza/assenza di A. agrarius</i>				
<i>Variabili</i>	<i>Modello di regressione logistica</i>			
	β	SE β	Z	P
<i>Area</i>				
2	-1,72	0,57	-3,03	0,00***
3	-1,39	0,49	-2,82	0,01***
<i>Stagione</i>				
<i>Autunno</i>	0,06	0,44	0,14	0,89
<i>Inverno</i>	0,07	0,46	0,15	0,88
<i>Primavera</i>	-0,73	0,48	-1,51	0,13
<i>Habitat</i>				
<i>Prato</i>	-1,84	0,41	-4,53	0,00***
<i>Mais</i>	-2,03	0,46	-4,45	0,00***
P/A_As	1,36	0,48	2,84	0,01**
<i>Modello^a: G = 72,78 d.f. = 8 p = 0.000</i>				

^alink-function normit. * Significativo a $p < 0,05$. ** Significativo a $p < 0,01$. *** Significativo a $p < 0,001$.

La presenza della specie non è condizionata dalla stagione di campionamento, ma è significativamente influenzata dall'habitat in cui è presente: la sua presenza diminuisce passando dalle siepi, ai prati ai mais (rispettivamente dal 75% al 10%).

L'effetto di interazione con la specie simpatica è significativo, con un coefficiente che indica che all'aumento di questa specie corrisponde un fattore quasi unitario (1:1) di aumento presenza di *A. agrarius*.

7.3.2. Indagine delle variabili demografiche

7.3.2.1 Abbondanza relativa

L'abbondanza relativa, divisa per specie, è espressa come valore medio nelle diverse aree di studio, divisa per tipologia di habitat e per stagione di campionamento, e rappresentata, insieme alla sua deviazione standard, con grafici a istogrammi (Figura 7.1).

La figura dimostra come nell'Area 1 la maggior parte degli individui sia stata catturata nelle siepi, mostrando poca variazione nel numero di individui nelle diverse stagioni di campionamento (Coefficiente di variazione *A. sylvaticus*: CV = 26%. *A. agrarius*: CV = 28%). Nei prati non è stato catturato alcun individuo in nessuna stagione di campionamento, ad esclusione

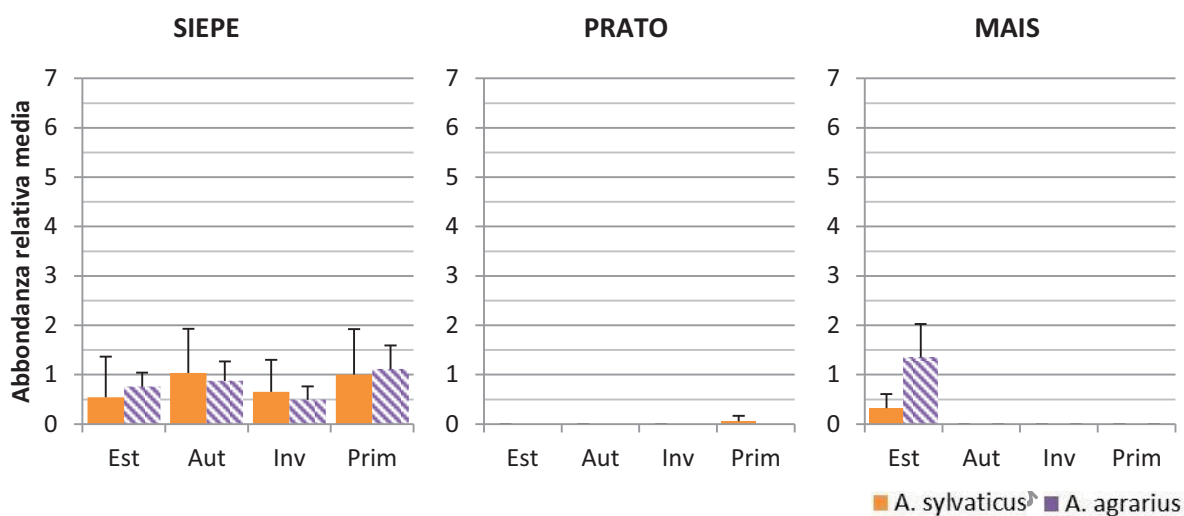
di 1 individuo di *A. sylvaticus* in primavera ($A = 0,06$). Il mais è un habitat in cui la presenza degli individui di entrambe le specie è condizionata dalle diverse stagioni nell'arco dell'anno.

Nelle siepi dell'Area 2 si osservano delle grandi variazioni nelle abbondanze di *A. sylvaticus* nelle diverse stagioni di campionamento ($CV = 67\%$), e ancora maggiori per *A. agrarius* ($CV = 81\%$). L'habitat dei prati è utilizzato più stabilmente nelle diverse stagioni dell'anno da *A. sylvaticus*, mentre *A. agrarius* è presente solo in autunno. Anche in quest'area il mais è un habitat utilizzato da *A. sylvaticus* in funzione delle stagioni dell'anno.

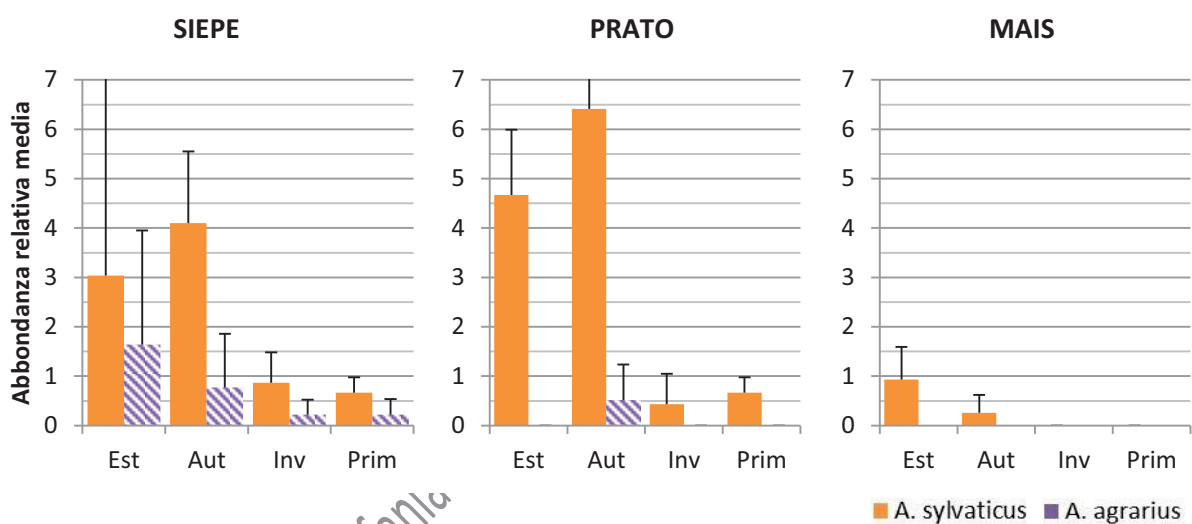
In Area 3 le variazioni nelle abbondanze stagionali delle specie nelle siepi sono meno marcate rispetto all'area precedente, ma ancora evidenti (*A. sylvaticus*: $CV = 37\%$, *A. agrarius*: $CV = 67\%$). Il prato presenta delle abbondanze più uniformi per *A. sylvaticus* mentre *A. agrarius* limita la sua presenza nell'habitat alla stagione autunnale e invernale. *A. sylvaticus* è stato trovato nel mais solo in estate e in autunno.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

A) AREA 1



B) AREA 2



C) AREA 3

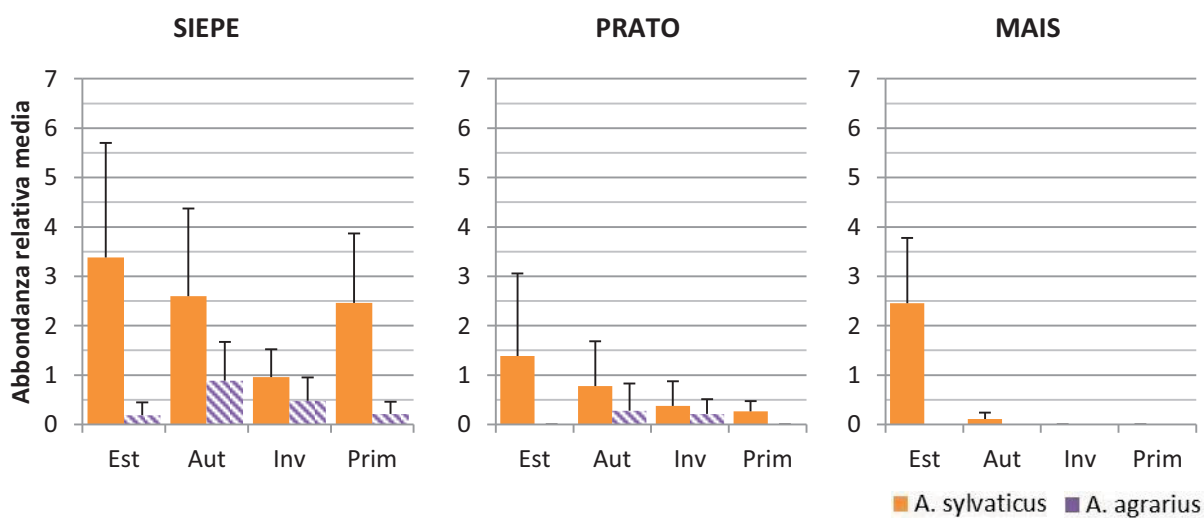


Figura 7.1. Istogrammi rappresentativi degli andamenti dell'abbondanza relativa media (\pm d.s.) di *A. sylvaticus* e *A. agrarius* nelle tre aree di studio, divise per tipologie di habitat in ogni stagione di campionamento.

7.3.2.2 Rapporto sessi delle due specie

Il calcolo del discostamento del rapporto sessi dalla parità, effettuato per area, mostra che la popolazione di *A. sylvaticus* in Area 1 e in Area 2 è vicina alla parità (Area 1: Sex ratio = 1,07; $\chi^2_{1 N=62} = 0,06$; $p = 0,79$. Area 2: Sex ratio = 1,31; $\chi^2_{1 N=81} = 1,49$; $p = 0,22$) mentre in Area 3 c'è uno scostamento significativo dalla parità (Sex ratio = 1,41; $\chi^2_{1 N=253} = 7,31$; $p = 0,007$), con un sex ratio spostato a favore dei maschi (Figura 7.2).

La popolazione di *A. agrarius* che presenta valori di sex ratio significativamente vicini alla parità è quella dell'Area 1 (Sex ratio: 1,42; $\chi^2_{1 N=80} = 2,45$; $p = 0,110$), mentre l'Area 2 e l'Area 3 presentano un rapporto sessi significativamente lontano dalla parità e a favore dei maschi (Area 2: Sex ratio = 3,67; $\chi^2_{1 N=14} = 4,57$; $p = 0,033$. Area 3: Sex ratio = 2; $\chi^2_{1 N=36} = 4$; $p = 0,046$).

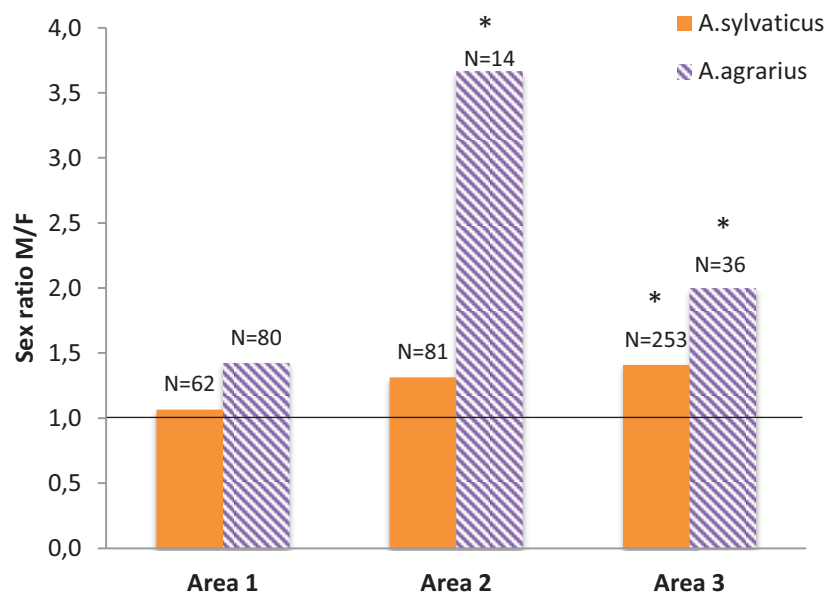


Figura 7.2. Rapporto sessi (num. maschi/num. femmine) per le popolazioni di *A. sylvaticus* e *A. agrarius* a confronto nelle tre aree di studio. Nel grafico è riportato il sex ratio ottimale pari a 1. * = scostamento significativo dalla parità. N = numerosità campionaria.

Per quanto riguarda le tipologie di habitat, il rapporto sessi di *A. sylvaticus* nelle siepi risulta statisticamente lontano dalla parità (Sex ratio: 1,75, $\chi^2_{1 N=140} = 10,31$; $p = 0,001$), mentre nel prato (Sex ratio: 1,16; $\chi^2_{1 N=93} = 0,53$; $p = 0,47$) e nel mais (Sex ratio: 1,38; $\chi^2_{1 N=57} = 1,42$; $p = 0,23$) non si discosta dalla parità.

A. agrarius si presenta con una popolazione il cui rapporto sessi nelle siepi si discosta dalla parità in maniera quasi significativa (Sex ratio: 1,53, $\chi^2_{1 N=76} = 3,36$; $p = 0,06$), mentre significativo è lo scostamento dalla parità e a favore dei maschi nei prati (Sex ratio: 4,50, $\chi^2_{1 N=11} = 4,45$; $p = 0,035$); vicino alla parità quello nei mais (Sex ratio: 1,63, $\chi^2_{1 N=21} = 1,19$; $p = 0,27$) (Figura 7.3).

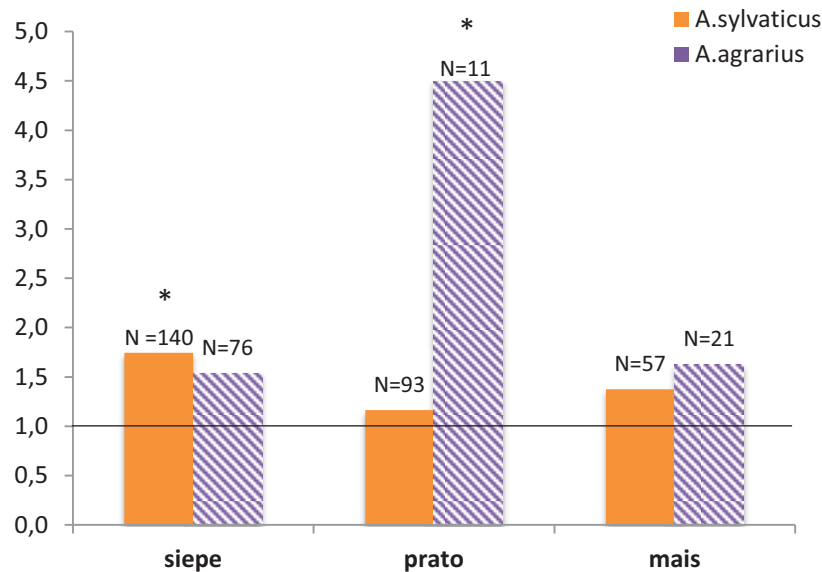


Figura 7.3. Rapporto sessi (num. maschi/num. femmine) per le popolazioni di *A. sylvaticus* e *A. agrarius* a confronto nei tre habitat di campionamento. Nel grafico è riportato il sex ratio ottimale pari a 1. * = scostamento significativo dalla parità. N = numerosità campionaria.

Le differenze, indagate tramite il test del Chi-quadro con tabella di contingenza, tra le tre aree di studio mostrano che non ci sono differenze statisticamente significative per il rapporto sessi di *A. sylvaticus* tra le tre aree di studio ($\chi^2_2 = 0,97$; $p = 0,62$) né per quello di *A. agrarius* ($\chi^2_2 = 2,28$; $p = 0,32$). Tra le stagioni di campionamento non sussistono differenze significative per nessuna delle due popolazioni (*A. sylvaticus*: $\chi^2_3 = 1,29$; $p = 0,73$. *A. agrarius*: $\chi^2_3 = 0,66$; $p = 0,88$). Il rapporto sessi non presenta differenze statisticamente significative, per nessuna delle due specie, tra le tre tipologie di habitat. *A. sylvaticus*: $\chi^2_3 = 2,28$; $p = 0,32$. *A. agrarius*: $\chi^2_2 = 1,88$; $p = 0,39$), nonostante l'elevato valore di sex ratio rilevato per *A. agrarius*. Questo è dovuto al fatto che il campione per *A. agrarius* in habitat prato è costituito solo da 11 individui.

7.3.2.3 Percentuale di individui riproduttivi

Il test t di differenza tra i sessi ha permesso di evidenziare che non emergono differenze statisticamente significative tra i due sessi per nessuna delle due specie (t-test: *A. sylvaticus*: $t_{166} = 1,60$; $p = 0,12$. *A. agrarius*: $t_{168} = -0,86$; $p = 0,39$). Per questo motivo è stato possibile considerare congiuntamente i campioni di maschi e femmine riproduttive per entrambe le specie nelle analisi. La stagione invernale è stata esclusa dalle analisi in quanto non sono stati catturati individui in stato riproduttivo per nessuna delle due specie. Nella figura seguente (Figura 7.4) sono riportati i valori assoluti di percentuale degli individui in stato riproduttivo calcolati come numero di individui riproduttivi rapportato al numero totale di individui nella popolazione per area di studio, stagione e habitat¹.

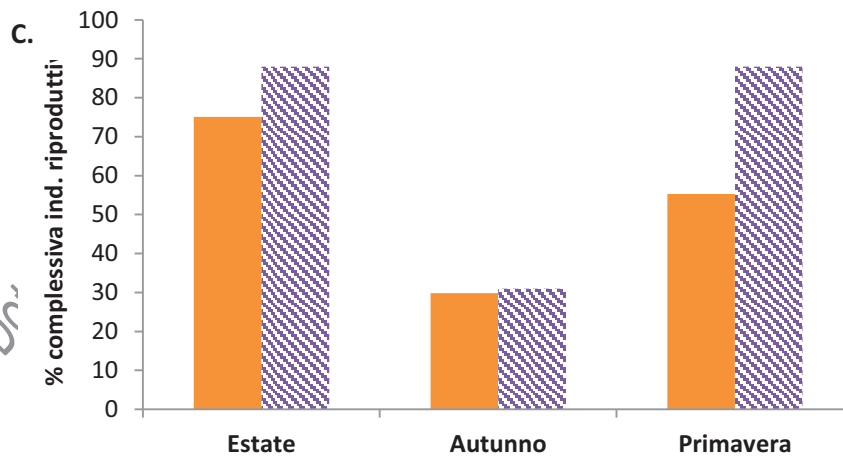
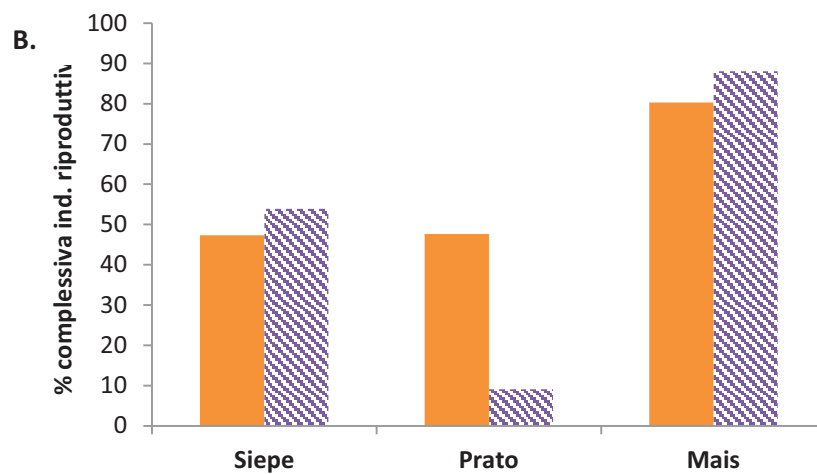
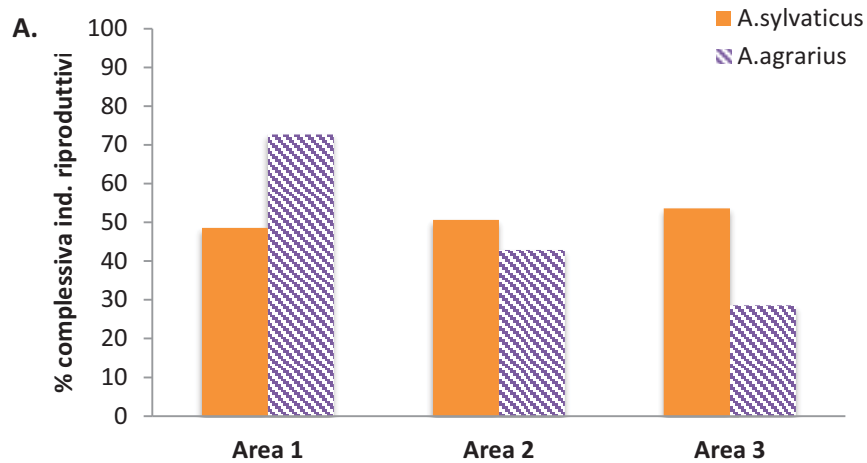


Figura 7.4. Percentuale complessiva di individui riproduttivi a confronto nelle tre aree di studio (A.), nelle stagioni (B.) e negli habitat di campionamento (C.), nelle popolazioni di *A. sylvaticus* e *A. agrarius*. Il numero è calcolato come numero di individui in stato riproduttivo rapportato al numero totale di individui nella popolazione, trasformato in percentuale .

¹ I risultati dei grafici riportati in *Figura 7.4* non sono rappresentativi delle analisi sopra esposte, dal momento che rappresentano il valore assoluto di percentuale calcolato per area, stagione e habitat, mentre il test di Kruskal-Wallis analizza le differenze tra le mediane dei valori delle variabili.

A. sylvaticus

Il test di Kruskal-Wallis per le differenze dei valori mediani della percentuale di individui riproduttivi nelle tre aree di studio, nelle stagioni e negli habitat di campionamento ha evidenziato che c'è un effetto significativo dell'Area di studio (KW test: $H = 8,55$, $p = 0,014$. *Tabella 7.3*), confermato dal test di confronti a coppie di Mann-Whitney: l'Area 1 si differenzia significativamente dall'Area 2 (MW test: $W = 1556$, $p = 0,005$), ma la differenza tra Area 1 e Area 3 non è risultata significativa (MW test: $W = 2160,5$, $p = 0,132$), mentre tra Area 2 e Area 3 c'è un effetto leggermente significativo (MW test: $W = 1611,5$, $p = 0,063$).

Non sono state rilevate differenze significative tra le stagioni di campionamento.

Gli habitat presentano un effetto leggermente significativo (KW test: $H = 5,41$, $p = 0,06$. *Tabella 7.3*) che viene indagato con il confronto a coppie di Mann-Whitney: la percentuale di individui riproduttivi nelle siepi è diversa da quella dei prati (MW test: $W = 1054$, $p = 0,029$), le differenze tra siepe e mais sono debolmente vicine alla significatività (MW test: $W = 1023$, $p = 0,09$), mentre tra prato e mais non sono significative (MW test: $W = 899$, $p = 0,78$).

Tabella 7.3. Effetto delle aree di studio, stagioni di campionamento e tipologie di habitat sulla percentuale di individui riproduttivi di *A. sylvaticus* tramite test di Kruskal-Wallis. H = valore del test. $d.f.$ = gradi di libertà. P = livello di significatività.

<i>Kruskal-Wallis per A. sylvaticus</i>			
<i>Fattore</i>	<i>H</i>	<i>d.f.</i>	<i>P</i>
<i>Aree</i>	8,55	2	0,024*
<i>Stagioni</i>	5,28	2	0,071
<i>Habitat</i>	5,41	2	0,06 ^[*]

A. agrarius

Il test di Kruskal Wallis evidenzia differenze statisticamente significative per la percentuale di individui riproduttivi nelle tre aree di studio (KW test: $H = 7,44$, $p = 0,014$. *Tabella 7.4*), con differenze tra Area 1 e Area 2 (MW test: $W = 1876$, $p = 0,04$), tra Area 1 e Area 3 (MW test: $W = 2544$, $p = 0,025$), ma non tra Area 2 e Area 3 (MW test: $W = 1774$, $p = 0,63$).

Il confronto tra stagioni appare leggermente significativo (KW test: $H = 5,28$, $p = 0,07$. *Tabella 7.4*). Tra estate e autunno c'è una differenza significativa (KW tes: $W = 1031,5$, $p = 0,027$), mentre una differenza vicina alla significatività si riscontra tra estate e primavera (KW test: $W = 993$, $p = 0,14$), alcuna significatività tra autunno e primavera (KW test: $W = 888$, $p = 0,56$).

Le differenze tra habitat di campionamento appaiono altamente significative (KW test: $H = 25,28$, $p = 0,000$. *Tabella 7.4*). Marcate differenze si riscontrano infatti tra siepe e prato (MW

test: $W = 1163,5$, $p = 0,000$), tra siepe e mais (MW test: $W = 1098$, $p = 0,001$) e con una leggera significatività tra prato e mais (MW test: $W = 868$, $p = 0,15$).

Tabella 7.4. Effetto delle aree di studio, stagioni di campionamento e tipologie di habitat sulla percentuale di individui riproduttivi di *A. agrarius* tramite test di Kruskal-Wallis. H = valore del test. d.f. = gradi di libertà. P= livello di significatività.

<i>Kruskal-Wallis per A.agrarius</i>			
<i>Fattore</i>	<i>H</i>	<i>d.f.</i>	<i>P</i>
<i>Aree</i>	7,44	2	0,014**
<i>Stagioni</i>	5,28	2	0,07 ^[*]
<i>Habitat</i>	25,28	2	0,000***

Nella figura seguente (*Figura 7.4*) sono riportati i valori assoluti di percentuale degli individui in stato riproduttivo calcolati come numero di individui riproduttivi rapportato al numero totale di individui nella popolazione per area di studio, stagione e habitat¹.

7.3.2.4 *Peso corporeo*

A. sylvaticus

Il test t per il confronto tra il campione di maschi e il campione di femmine non ha rilevato differenze statisticamente significative tra i pesi dei due sessi (t-test: $t_{241} = -0,6$; $p = 0,56$), che sono quindi stati trattati congiuntamente per le analisi di differenze tra aree di studio, stagioni di campionamento e tipologie di habitat. Tuttavia sussistono differenze altamente significative tra il peso delle femmine non in stato di gravidanza e quello delle femmine in stato di gravidanza (t-test: $t_{32} = -5,78$; $p < 0,001$) che pertanto vengono escluse dalle analisi.

L'analisi della varianza ANOVA parametrico (*Tabella 7.5*) mostra che esiste una differenza altamente significativa tra i pesi di *A. sylvaticus* nelle tre aree di studio e nelle stagioni di campionamento. I risultati sono riportati nei grafici boxplot (*Figura 7.5*), che raffigurano l'andamento della variabile (mediana, range interquartile, massimo, minimo e outlier) e i risultati del test di comparazione di Tukey, rappresentati con le lettere (a lettere diverse corrisponde una differenza statisticamente significativa).

Tabella 7.5. Effetto delle aree di studio, stagioni di campionamento e tipologie di habitat sul peso degli individui adulti di *A. sylvaticus* tramite test ANOVA one-way. SS = devianza. MS = varianza. = valore del test. d.f. = gradi di libertà. *P* = livello di significatività.

Fattore	SS	MS	F	DF	P
Aree	440,5	220,2	11,05	2, 279	0,000***
Stagioni	965,2	321,7	17,76	3, 278	0,000***
Habitat	95,6	47,8	2,26	2, 279	0,107

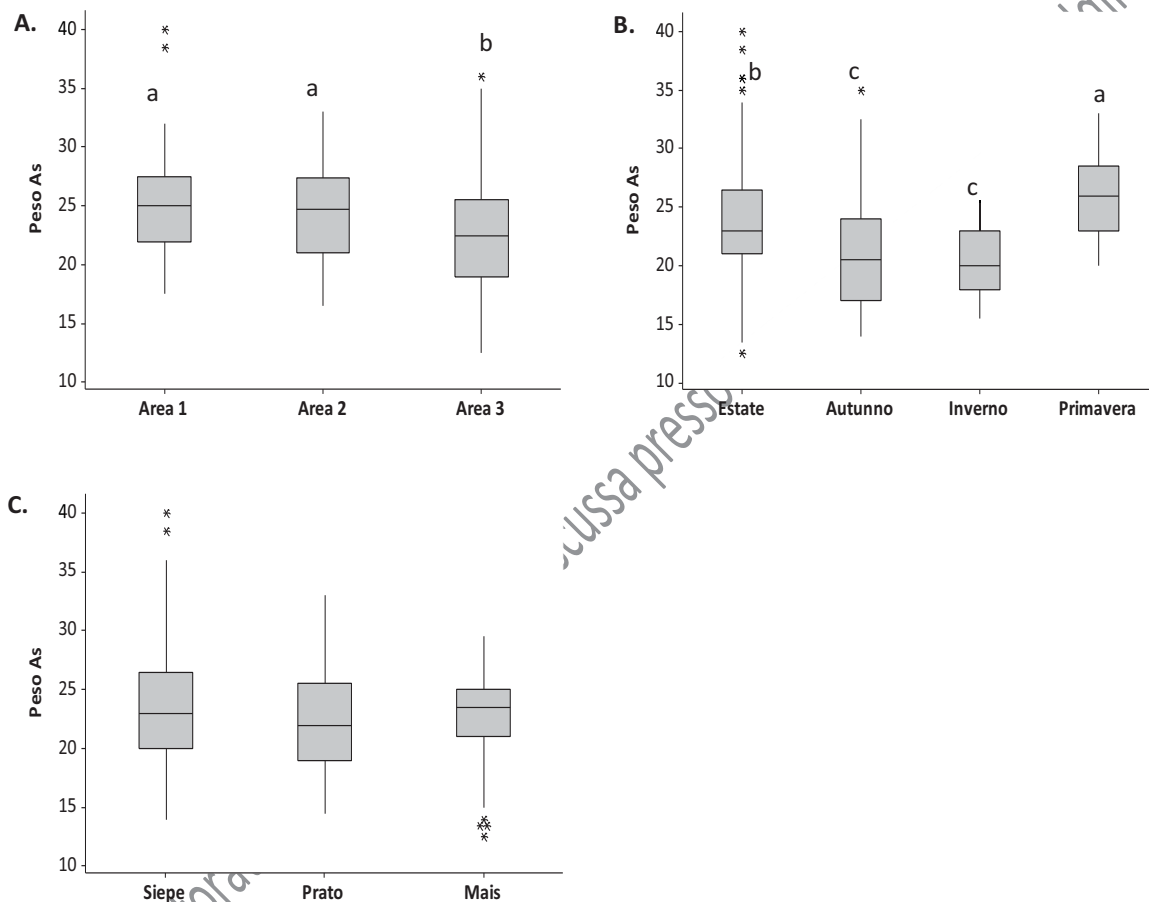


Figura 7.5. Grafici Boxplot dei valori medi (con range interquartile) di peso degli individui adulti di *A. sylvaticus* nelle aree di studio (A.), nelle stagioni di campionamento (B.) e negli habitat di campionamento (C.). Lettere diverse corrispondono a differenze statisticamente significative, attribuite con il test di comparazione di Tukey.

Il peso degli individui di *A. sylvaticus* è significativamente maggiore in Area 1 e in Area 2 rispetto all'Area 3, che si presenta come un'area a maggiore intensificazione dell'agricoltura e minor naturalità. Inoltre i pesi si differenziano nelle stagioni di campionamento: gli individui pesano maggiormente in primavera, piuttosto che in estate o in inverno. Non ci sono differenze nei pesi dell'autunno e dell'inverno.

Tra gli habitat i pesi si differenziano con un effetto vicino alla significatività. L'approfondimento dei risultati è stato condotto per le aree separate. Tuttavia non si evidenziano differenze statisticamente significative tra i pesi degli individui catturati nelle siepi, nei prati e nei mais, né in Area 1 (ANOVA: $F_{2,33}=0,13$; $p = 0,88$) né in Area 2 (ANOVA: $F_{2,45} = 1,83$; $p = 0,17$), ma è presente un effetto leggermente significativo in Area 3 (ANOVA: $F_{2,195} = 2,62$; $p = 0,07$) (I valori dei pesi negli habitat sono i seguenti. Siepi: $N = 116$, media di peso = 22,8. Prati: $N = 39$, media di peso = 20,8. Mais: $N = 43$, media di peso = 22,4).

A. agrarius

Il test t di differenze tra le medie mostra che ci sono significative differenze nei pesi dei maschi e delle femmine della specie (t-test: $t_{74} = 2,88$; $p = 0,005$). Questo comporta che i due sessi siano analizzati separatamente nelle analisi ANOVA. Il test condotto per le differenze tra i pesi delle femmine in stato di gravidanza e quelle non in stato di gravidanza risulta significativo, se pur con un valore di p vicino alla soglia di accettazione (t-test: $t_7 = -2,34$; $p = 0,05$). Pertanto, il campione di femmine in stato di gravidanza viene escluso dalle indagini.

Maschi

Dall'analisi ANOVA emerge che il peso degli individui maschi di *A. agrarius* varia significativamente tra le stagioni di cattura e tra gli habitat di campionamento, ma non sussistono differenze tra i pesi della specie nelle diverse aree di studio (Tabella 7.6).

Tabella 7.6. Effetto delle aree di studio, stagioni di campionamento e tipologie di habitat sul peso degli individui maschi adulti di *A. agrarius* tramite test ANOVA one-way. SS = devianza. MS = varianza. = valore del test. d.f. = gradi di libertà. P = livello di significatività.

ANOVA one way per <i>A. agrarius</i> - maschi					
Fattore	SS	MS	F	DF	P
Aree	227,2	113,6	2,13	2, 39	0,133
Stagioni	732,2	366,1	9,05	2, 39	0,001**
Habitat	307,8	307,8	6,15	1, 40	0,017*

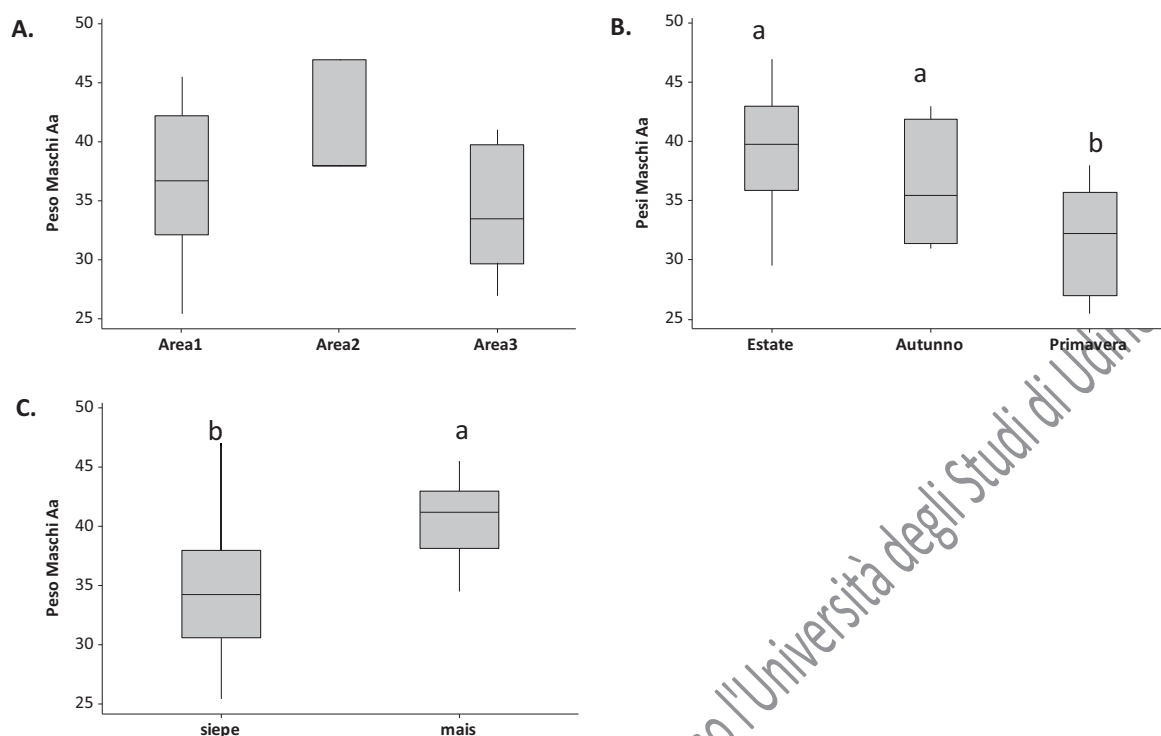


Figura 7.6. Grafici boxplot dei valori medi (con range interquartile) di peso degli individui maschi adulti di *A. agrarius* nelle stagioni di campionamento (A.) e nelle tipologie di habitat (B.). Lettere diverse corrispondono a differenze statisticamente significative, attribuite con il test di comparazione di Tukey.

Maschi in estate sono significativamente maggiori rispetto a quelli della primavera, ma non a quelli dell'autunno. In inverno non vengono campionati maschi adulti. Il peso nei mais è maggiore del peso nelle siepi. Per approfondire quest'ultimo risultato, le differenze tra gli habitat sono state indagate per aree di studio separatamente. Le differenze tra i mais e le siepi in Area 1 (N = 17) sono altamente significative (Mais: media di peso = 40,8; Siepe: media di peso = 33,7. ANOVA one-way: $F_{1, 26} = 17,41$; $p = 0,000$). In Area 2 e in Area 3 i pochi individui catturati vengono prelevati solo nell'habitat siepe, quindi non è possibile effettuare dei confronti statistici (Area 2: N = 3. Area 3: N = 5).

Femmine

Il peso delle femmine che non sono state ritrovate in stato di gravidanza nella popolazione di *A. agrarius* non mostra alcuna differenza significativa né tra le aree di studio, né tra le stagioni, né tra gli habitat campionati (Tabella 7.7).

Tabella 7.7. Effetto delle aree di studio, stagioni di campionamento e tipologie di habitat sul peso degli individui femmine adulte di *A. agrarius* tramite test ANOVA one-way.

<i>ANOVA one way per A. agrarius - femmine</i>					
<i>Fattore</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>DF</i>	<i>P</i>
<i>Aree (N = 32)</i>	25	12,5	0,43	2, 29	0,655
<i>Stagioni (N = 32)</i>	71,8	23,9	0,84	3, 28	0,484
<i>Habitat (N = 32)</i>	1,5	1,5	0,05	1, 30	0,823

7.3.2.4.a) *Relazione tra peso corporeo e abbondanza*

A. sylvaticus

Il campione delle abbondanze di *A. sylvaticus* è stato diviso sulla base dei due sottocampioni della variabile '*Peso*', separati da una soglia costituita dal valore medio tra peso minimo e peso massimo registrato per la popolazione e aggiunto al valore minimo. I risultati (*Figura 7.7*) mostrano che le abbondanze di *A. sylvaticus* seguono l'andamento dei pesi: nelle patch in cui le abbondanze della specie sono maggiori, anche i pesi sono in media maggiori. Inoltre, il t-test per le differenze mostra che esiste effettivamente una differenza altamente significativa tra le medie dei due sottocampioni di abbondanza (t test: $t_{41} = -3,86$, $p = 0,000$).

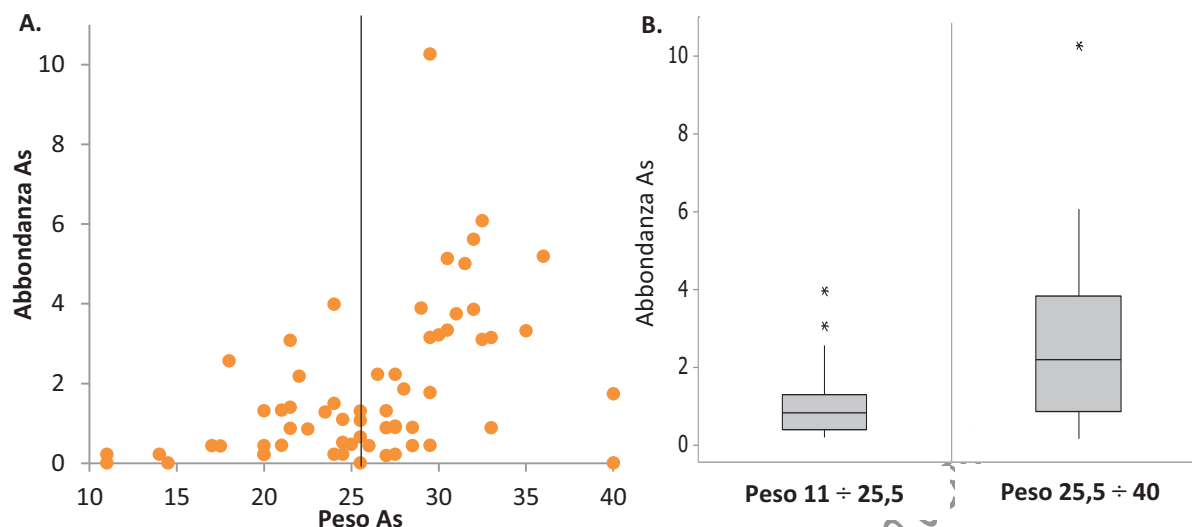


Figura 7.7. Relazione tra peso e abbondanza di *A. sylvaticus*. A) Grafico a dispersione. B) Grafico boxplot dei valori medi (con range interquartile) delle abbondanze per i due sottocampioni di peso.

A. agrarius

Per la specie di *A. agrarius*, i risultati della relazione tra peso e abbondanza (Figura 7.8) mostrano anche in questo caso che le due variabili hanno lo stesso andamento: ad abbondanze maggiori corrispondono pesi maggiori. Le differenze tra le medie delle abbondanze dei due sottogruppi risultano significative al t-test (t-test: $t_{34} = -2,59$, $p = 0,014$).

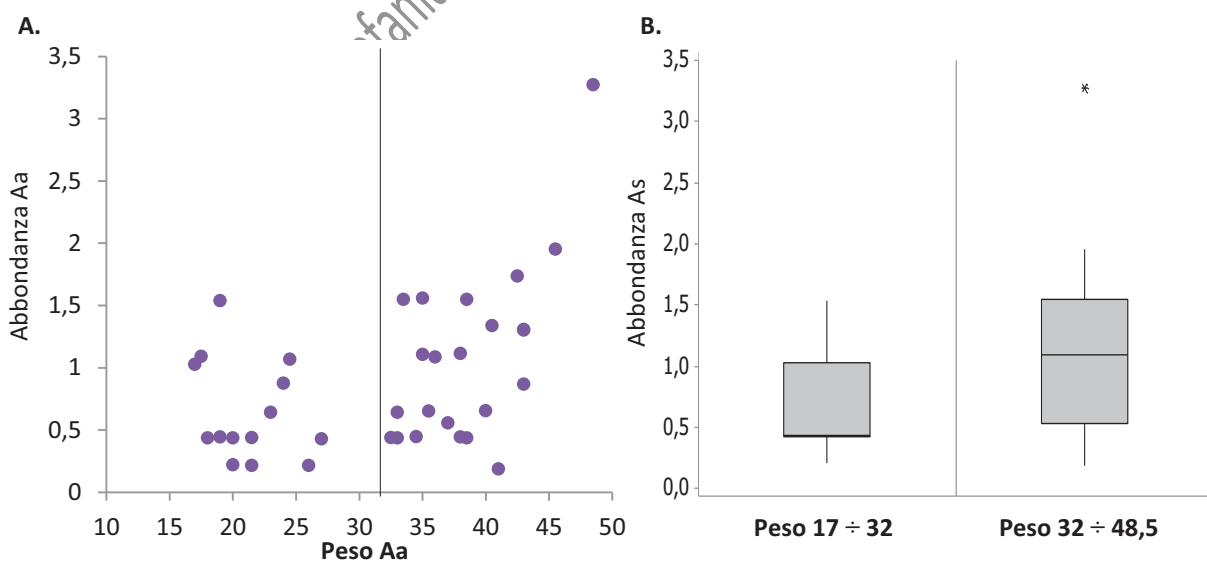


Figura 7.8. Relazione tra peso e abbondanza di *A. agrarius*. A) Grafico a dispersione. B) Boxplot dei valori medi (con range interquartile) delle abbondanze per i due sottocampioni di peso.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

7.3.3. Relazione tra abbondanza e variabili ambientali

La *Tabella 7.8* mostra i valori delle variabili ambientali calcolate per ciascuna patch in ogni area di studio, e divisa per scale di indagine.

Tabella 7.8. Variabili ambientali incluse nelle analisi di relazione con l'abbondanza relativa, calcolate per area di studio e divise per scale di indagine.

<i>Variabili ambientali</i>							
<i>Area-Patch</i>	<i>Scala di patch</i>				<i>Paesaggio locale</i>		
	<i>MSI</i>	<i>TE (m)</i>	<i>CA (ha)</i>	<i>GYRATE (m)</i>	<i>ILC2_100</i>	<i>ILC2_200</i>	<i>ILC2_400</i>
AREA 1							
Siepe 1	2,17	400	0,21	32,92	0,43	0,34	0,36
Siepe 2	1,90	712	0,87	74,95	0,26	0,31	0,32
Prato 3	1,52	420	0,47	32,50	0,25	0,27	0,40
Prato 4	1,51	508	0,70	35,38	0,74	0,72	0,58
Mais 5	1,33	1266	5,63	91,10	0,25	0,30	0,32
Mais 6	1,24	486	0,96	37,93	0,34	0,30	0,44
Siepe 7	1,95	436	0,31	39,32	0,44	0,40	0,41
Siepe 8	1,88	480	0,41	37,82	0,61	0,53	0,53
Prato 9	1,63	440	0,45	29,93	0,71	0,76	0,65
Prato 10	2,26	448	0,24	34,83	0,49	0,50	0,49
Mais 11	1,72	444	0,41	33,82	0,20	0,29	0,40
Mais 12	1,40	306	0,30	22,70	0,22	0,25	0,40
AREA 2							
Siepe 1	3,33	460	0,12	39,91	0,33	0,24	0,24
Siepe 2	2,29	284	0,10	26,41	0,31	0,31	0,29
Prato 3	1,32	398	0,57	35,40	0,29	0,28	0,28
Prato 4	1,23	364	0,54	33,64	0,27	0,26	0,24
Mais 5	1,96	792	1,01	62,35	0,25	0,25	0,25
Mais 6	1,30	894	2,92	68,57	0,21	0,25	0,27
AREA 3							
Siepe 1	1,92	284	0,13	24,03	0,25	0,25	0,26
Siepe 2	2,12	288	0,12	29,39	0,43	0,36	0,32
Prato 3	1,68	576	0,73	47,67	0,26	0,26	0,26
Prato 4	1,27	464	0,83	35,20	0,25	0,26	0,24
Mais 5	1,43	456	0,63	41,36	0,25	0,27	0,26
Mais 6	1,89	496	0,42	42,15	0,25	0,25	0,25
Siepe 7	1,74	386	0,30	32,27	0,25	0,25	0,25
Siepe 8	4,11	510	0,09	41,50	0,31	0,28	0,27
Prato 9	1,15	454	0,97	38,35	0,27	0,26	0,26
Prato 10	3,10	614	0,24	53,01	0,25	0,25	0,25
Mais 11	1,36	662	1,47	48,82	0,27	0,26	0,26
Mais 12	2,01	534	0,44	42,91	0,25	0,25	0,26

7.3.3.1 Scala di patch

I risultati ottenuti dall'indagine delle relazioni tra abbondanza delle specie e variabili ambientali alla prima scala di studio (la struttura locale delle patch appartenenti agli habitat oggetto del campionamento), calcolati per le tre aree congiuntamente (la suddivisione tra le aree non è stata possibile a causa della scarsa numerosità campionaria in alcune di esse) hanno messo in luce che l'abbondanza relativa delle specie (*A. sylvaticus* e *A. agrarius*) non è correlata ad alcuna delle variabili di metriche delle patch, se si esclude un effetto leggermente significativo per l'aumento dell'abbondanza di *A. sylvaticus* all'aumentare della dimensione delle patch (Spearman: CA: $r = 0,36$, $p = 0,051$), come mostrato in *Tabella 7.9*.

Tabella 7.9. Tabella di correlazione calcolata con il coefficiente di correlazione di Spearman tra le abbondanze relative delle due specie (*As* = *A. sylvaticus*, *Aa* = *A. agrarius*) e le variabili ambientali alla scala di patch. Per la descrizione delle metriche si rimanda al *Par. 7.2.2.3*. r = coefficiente di correlazione di Spearman. p = livello di significatività.

Tabella di correlazione: abbondanza - variabili a scala di patch						
			CA (ha)	TE (m)	MSI	GYRATE
Tutte le aree	As	r	0,36	-0,10	-0,16	-0,05
		p	0,051 ^[*]	0,59	0,386	0,785
	Aa	r	0,01	-0,08	0,06	-0,07
		p	0,958	0,691	0,737	0,713

7.3.3.2 Paesaggio locale

L'analisi della relazione tra abbondanza e variabili ambientali alla seconda scala di studio, costituita dai buffer circostanti le patch di campionamento a 100, 200 e 400 metri, ha evidenziato che, considerando tutte le aree congiuntamente, c'è una relazione tra l'abbondanza relativa di *A. sylvaticus* e gli Indici di Conservazione del Paesaggio (ILC2) calcolati nel buffer a 200 metri (Spearman: $r = -0,36$, $p = 0,51$) e a 400 metri (Spearman: $r = -0,49$, $p = 0,006$) (*Tabella 7.10*), mentre per *A. agrarius* nessuna relazione è significativa.

Tabella 7.10. Tabella di correlazione calcolata con il coefficiente di correlazione di Spearman tra le abbondanze relative delle due specie (*As* = *A. sylvaticus*, *Aa* = *A. agrarius*) e le variabili ambientali alla scala di paesaggio locale. Per la descrizione del calcolo di ILC2 (Indice di Conservazione del Paesaggio) si rimanda al *Par. 6.2.2.1*. r = coefficiente di correlazione di Spearman. p = livello di significatività.

Tabella di correlazione scala di paesaggio locale					
			ILC2_100	ILC2_200	ILC2_400
Tutte le aree	As	r	-0,25	-0,36	-0,49
		p	0,177	0,051*	0,006**
	Aa	r	-0,06	-0,01	0,14
		p	0,761	0,976	0,446

Per approfondire tali risultati, l'abbondanza di ciascuna specie è stata messa in relazione, attraverso grafici a dispersione, con i valori di ILC2 per ciascun buffer (Figura 7.9 e Figura 7.10).

A. sylvaticus

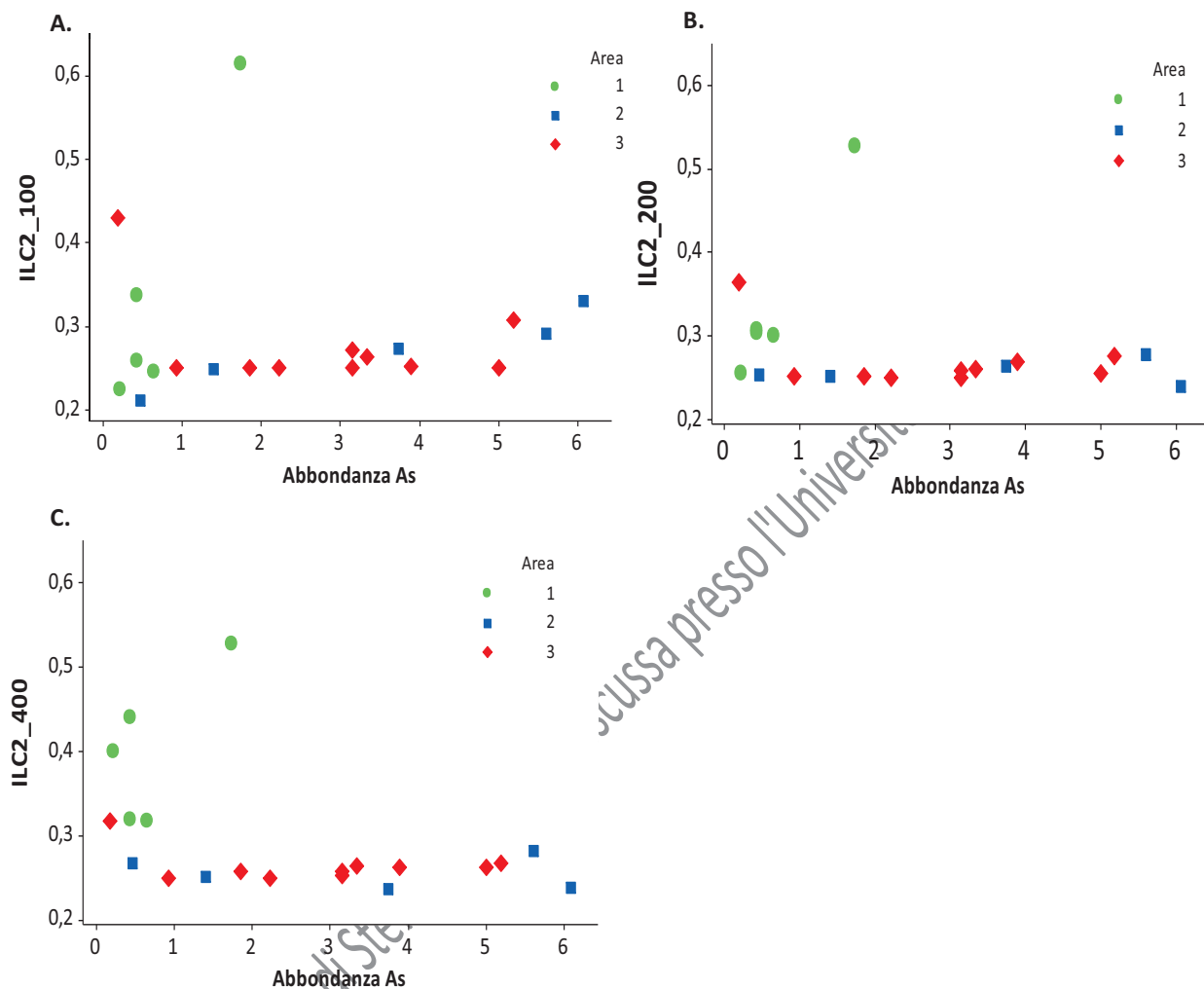


Figura 7.9. Grafici di dispersione per la relazione tra abbondanza di *A. sylvaticus* e ILC2 nei buffer di contesto locale a (A.) 100 metri, (B.) 200 metri e (C.) 400 metri.

I grafici dettagliati permettono di confrontare la relazione delle due variabili per la specie *A. sylvaticus* tra le aree di studio. Essi mostrano che, nei buffer da 100 (Figura 7.9.A.) e 200 m (Figura 7.9.B.), per l'Area 1 è possibile osservare un leggero trend di relazione crescente tra l'abbondanza e i valori di ILC2, mentre nel buffer da 400 (Figura 7.9. C.) e per le altre aree evidenziate nei grafici a dispersione la relazione non è presente, ad eccezione del leggero andamento crescente nei valori dell'Area 2 nel buffer da 100 m. La mancanza di tendenze significative per le Area 2 e 3 è evidente dall'andamento dei valori di ILC2, che in tali aree si assesta sempre intorno a valori compresi tra 0,2 e 0,3, senza significative variazioni.

A. agrarius

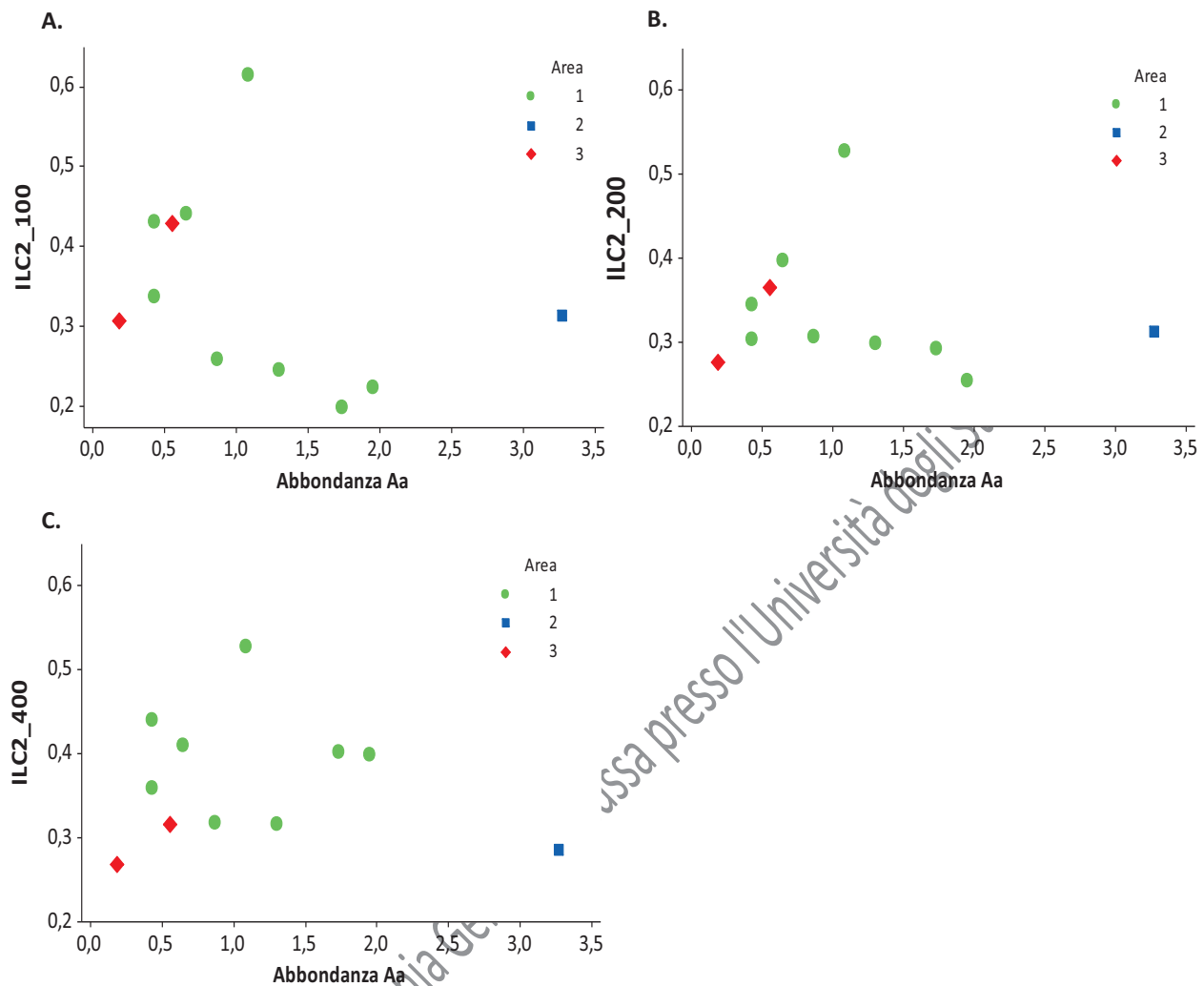


Figura 7.10. Grafici di dispersione per la relazione tra abbondanza di *A. agrarius* e ILC2 nei buffer di contesto locale a (A.) 100 metri, (B.) 200 metri e (C.) 400 metri.

Per coerenza di esposizione si riportano i grafici di dispersione (Figura 7.10) per la relazione tra l'abbondanza di *A. agrarius* e i valori di ILC2 nei diversi buffer indagati, anche se la numerosità campionaria per l'abbondanza di *A. agrarius* in queste analisi è molto limitata, tanto da non rendere possibile l'identificazione delle possibili relazioni tra le due variabili.

Come precedentemente accennato, le relazioni tra gli ILC2 e le abbondanze della specie non risultano significative dal momento che i valori di ILC2 per l'Area 2 e per l'Area 3 si assestano intorno a valori molto bassi in ciascuno dei buffer considerati, ad indicare una scarsa idoneità ambientale per entrambe le specie di piccoli mammiferi (Figura 7.11).

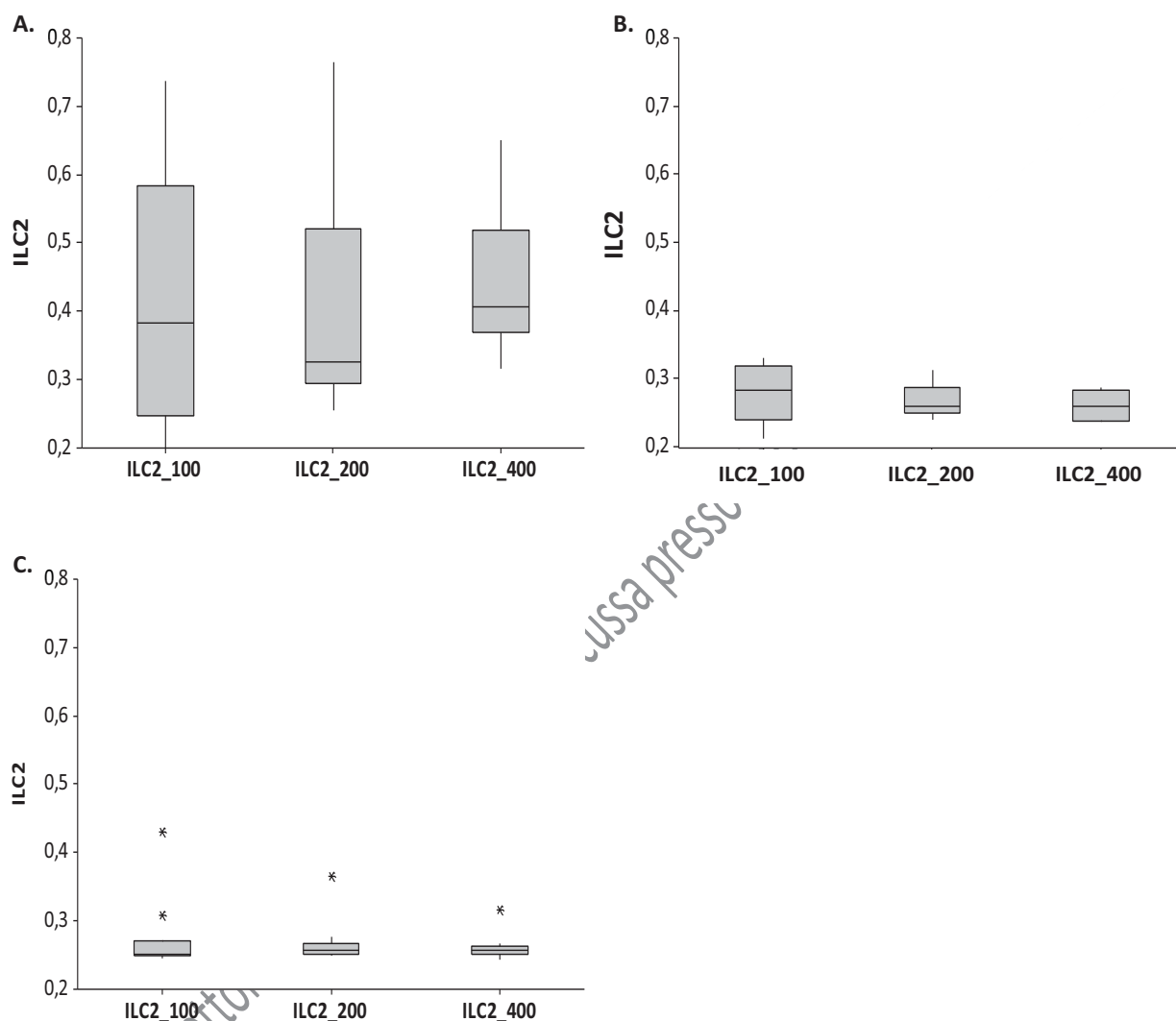


Figura 7.11. Grafici boxplot dei valori medi (con range interquartile) dell'Indice di Conservazione del Paesaggio (ILC2) calcolato per i buffer da 100, 200 e 400 m in (A.) Area 1 (B.) Area 2 e (C.) Area 3.

7.4. DISCUSSIONE

7.4.1. Effetto dell'area di studio, della stagione e dell'habitat di campionamento

I risultati dimostrano che fattori quali il tipo di paesaggio oggetto di studio, il tipo di habitat campionato e, marginalmente, la stagione di campionamento, influiscono sulla presenza e sulla persistenza delle popolazioni locali di *A. sylvaticus* e *A. agrarius*.

7.4.1.1 Dinamica di gradiente e area di studio

Le relazioni esaminate in questo capitolo, articolate in modo da permettere un'indagine sempre più approfondita delle conseguenze delle variazioni ambientali sulle caratteristiche delle popolazioni di piccoli mammiferi, mostrano infatti che gli effetti del paesaggio agricolo e della sua posizione all'interno di un gradiente strutturale (quindi l'effetto 'Area'), che contrappone elevati livelli di intensificazione dell'agricoltura a un incremento della naturalità degli elementi dei paesaggi (vedi *Cap. 5*), è significativo. Questo si dimostra indagando la risposta delle specie oggetto di studio.

Come primo elemento è stata indagata la presenza o assenza delle specie: l'Area 1, considerata a maggiore naturalità e a minor livello di intensificazione dell'agricoltura, si configura come l'area con la minor presenza di specie rispetto alle altre, mentre l'Area 3 e, nel caso di *A. agrarius*, l'Area 2, si presentano sempre con una percentuale maggiore. Di presenza (*Tabella 7.1* e *Tabella 7.2*).

L'effetto 'Area' si dimostra importante anche nel determinare la performance delle popolazioni. Nell'area a maggior naturalità (Area 1) è possibile osservare che, come detto per le percentuali di presenza, l'abbondanza degli individui nelle popolazioni è decisamente inferiore rispetto a quella delle altre aree, ma il calcolo del coefficiente di variazione negli habitat di siepe permette di osservare come le popolazioni dell'Area 1 siano più stabili (*A. sylvaticus*: CV = 26%. *A. agrarius*: CV = 28%) e subiscano minori variazioni stagionali. Prendendo come confronto l'habitat con maggiori abbondanze, la siepe, è evidente, infatti, che nelle altre aree le popolazioni presentano variazioni stagionali più marcate (per es. Area 2. *A. sylvaticus*: CV = 67%. *A. agrarius*: CV = 81%). A conferma di tali risultati, Delattre et al. (1996) hanno dimostrato che le fluttuazioni sul breve periodo nelle popolazioni di *M. arvalis* sono influenzate da variazioni legate al tipo di paesaggio: nel presente studio, infatti, le fluttuazioni stagionali sono marcatamente più evidenti nelle aree in cui la naturalità degli habitat è minore (*Figura 7.1*). Tali fluttuazioni, del tipo "boom and bust", corrispondono a variazioni nel numero di individui, che alternano periodi di espansione (aumento numerico di individui) a successivi periodi di contrazione. E' noto che

questo tipo di variazioni è sinonimo di poca stabilità di una popolazione, data la maggiore predisposizione alla diminuzione del numero di individui che può portare verso dinamiche a “collo di bottiglia” e di estinzione (Krebs, 1996). Studi teorici (Leigh, 1981; Laurance, 2009) hanno dimostrato che il coefficiente di variazione delle fluttuazioni delle popolazioni può essere ben correlato alla probabilità di estinzione, quando le cause dell'estinzione possono essere ricondotte alla stocasticità ambientale.

Nell'area a maggior naturalità (Area 1) è possibile osservare inoltre che per entrambe le specie oggetto di studio, il rapporto sessi delle popolazioni tende ad assumere valori vicini alla parità, quindi ad una condizione ottimale, rispetto alle altre aree. Per la specie *A. sylvaticus*, il rapporto risulta sempre più spostato a favore dei maschi passando dall'Area 2 all'Area 3, mentre per *A. agrarius* è l'Area 2 che presenta il rapporto sessi più sbilanciato in favore dei maschi. Tuttavia, non sono state riscontrate differenze effettivamente significative nel confronto tra le tre aree di studio. Inoltre, i risultati di queste indagini potrebbero essere stati influenzati dal campione esiguo su cui sono state condotte (Figura 7.2).

In merito alle altre variabili demografiche, in Area 1 la popolazione di *A. agrarius*, specie dal carattere plastico (Capizzi and Filippucci, 2008), ma meno generalista di *A. sylvaticus*, presenta la maggior percentuale di individui riproduttivi, se confrontata con le altre aree (Tabella 7.4), mentre per *A. sylvaticus* le differenze tra le aree sono meno marcate, se pur significative (Tabella 7.3).

L'Area 1 presenta anche gli individui di *A. sylvaticus* con peso maggiore rispetto alle altre aree. E' possibile evidenziare un gradiente di diminuzione di peso in contrasto con il gradiente di intensità dell'uso agricolo del suolo crescente, (Area 1 > Area 2 > Area 3). Questo risultato risulta in accordo con quanto rilevato da Michel et al. (2006) in cui la biomassa delle specie di piccoli mammiferi decresce all'aumentare del gradiente di intensificazione dell'agricoltura. Per *A. agrarius* il trend è meno evidente e non sono presenti differenze significative. Ciononostante, la relazione tra peso e abbondanza ha permesso di verificare come le due variabili seguano lo stesso andamento per entrambe le specie, per cui là dove gli individui sono più pesati risultano essere anche più abbondanti. Un risultato simile, se pur per specie diverse e indagato al livello di tipologia di paesaggio, è riportato da Giraudoux et al. (1994), relativamente ad un trend di sincronicità che si instaura tra le variazioni di densità di *M. arvalis* e la biomassa della specie in sistemi dominati da praterie erbacee. Dall'analisi della regressione logistica è stato possibile osservare come le due specie siano positivamente influenzate dalla presenza della specie simpatica. Un'indagine di relazione tra il peso di *A. sylvaticus* e il peso di *A. agrarius* ha messo in

luce che la variabile peso per le due specie varia in maniera simile: là dove sono presenti individui leggeri (o pesanti) di una specie, sono presenti individui leggeri (o pesanti) anche dell'altra specie.

7.4.1.2 Stagione di campionamento

L'effetto stagionale è intrinseco all'ecologia delle specie. Esso si manifesta visibilmente nelle fluttuazioni dell'abbondanza nelle aree di studio, andamento confermato anche dai risultati della regressione logistica (Tabella 7.1) in cui si osserva che *A. sylvaticus* diminuisce notevolmente la sua presenza nelle patch di campionamento in inverno.

L'effetto è evidente anche nell'analisi delle variabili demografiche di percentuale di individui riproduttivi. Come è noto entrambe le specie subiscono variazioni stagionali dal momento che gli individui tendono a non presentare comportamento riproduttivo nelle stagioni invernali (Capizzi and Filippucci, 2008). I risultati statistici mostrano questa differenza solo per *A. agrarius* (Tabella 7.4), ma i risultati dell'analisi di confronto possono essere stati inficiati dalla bassa numerosità campionaria per entrambe le specie. Tuttavia il valore assoluto di individui riproduttivi nelle diverse stagioni dell'anno è altamente diversificato (Figura 7.4).

Il peso risente delle fluttuazioni stagionali per motivi di carattere biologico: gli individui tendono a pesare di meno in inverno, in seguito alla stagione riproduttiva e quando le risorse di cibo sono più scarse (Tattersall et al., 2004). I risultati del presente capitolo sono in accordo con questa affermazione, dal momento che per *A. sylvaticus* il peso medio maggiore si registra in primavera, dopo un calo del valore medio dall'estate, all'autunno, all'inverno (Figura 7.5), mentre per *A. agrarius* nella stagione primaverile si campionano gli individui più leggeri (Figura 7.6).

7.4.1.3 Disturbo e naturalità delle tipologie di habitat

L'effetto del tipo di habitat appare consistente se rapportato alla presenza/assenza delle specie (Tabella 7.1 e Tabella 7.2): il mais ha la minor percentuale di presenza di individui delle due specie, rispetto alle altre due tipologie di habitat. Tra queste, le siepi sono l'habitat maggiormente indagato da altri studi e che risponde meglio alle esigenze delle specie di piccoli mammiferi in ambienti agricoli, fornendo habitat di rifugio e alimentazione per tutto l'anno (Stanko, 1994; Tattersall et al., 2002; Gelling et al., 2007; Bates and Harris, 2009). Gli andamenti delle abbondanze relative (Figura 7.1) confermano questi trend. Il mais è un habitat che viene frequentato dalle specie solo in accordo con la stagione e, conseguentemente, con le lavorazioni del terreno agricolo: in particolare, entrambe le specie frequentano, in Area 1, il mais in estate,

quando la copertura al suolo delle piante è adeguata a garantire riparo e protezione durante gli spostamenti e il foraggiamento, e non sono presenti fonti di disturbo antropiche. Questo è in accordo con i risultati ottenuti da Butet et al. (2006), per i quali *A. sylvaticus* presenta maggiore abbondanza nelle siepi, ma utilizza il mais per il foraggiamento estivo, in maggior misura rispetto ad altre specie. *A. sylvaticus* frequenta il mais nell'Area 2 e nell'Area 3 anche in autunno, cioè nel periodo immediatamente successivo alla trebbiatura, quando il residuo al suolo offre un'elevata fonte di cibo calorico per la specie. La presenza di residui delle lavorazioni nei campi di mais delle aree di studio è confermata dal lavoro di Delle Vedove e Bonfanti (2012) che hanno utilizzato le medesime aree di studio per le indagini. La loro importanza riferita al contesto dell'agricoltura biologica è confermata da molti lavori, tra cui il più rappresentativo della situazione italiana è considerato Pisante (2008). Il risultato ottenuto è lo stesso osservato da Heroldova et al. (2007) in un paesaggio agricolo caratterizzato da colture miste di mais, cereali, barbabietola erba medica. La copertura al suolo offerta dalle piante di mais è considerata uno dei fattori più significativi che spiegano la persistenza delle popolazioni di *A. sylvaticus* in paesaggi con matrici estesamente coltivate (Ouin et al., 2000), e questo chiarisce ciò che accade nell'Area 3, in cui la matrice dominante è costituita dal 91% di copertura al suolo di coltivi (prevalentemente a mais), e in cui l'abbondanza della specie nel mais in estate è simile a quella rilevata nelle siepi. *A. agrarius*, differentemente da *A. sylvaticus*, è strettamente dipendente dalla presenza di siepi per lo svernamento, come dimostrato dai risultati di Burel et al. (2004) e da Kozakiewicz et al. (1999), ed è per questo motivo che la sua abbondanza negli altri habitat diversi dalla siepe, cioè nel prato e nel mais, è molto limitata. La presenza di individui nei prati dell'Area 3 nella stagione autunnale e invernale potrebbe essere attribuita alla quasi totale assenza di ambienti di rifugio e di foraggiamento alternativi nell'area, dal momento che la copertura percentuale di siepi e ambienti naturali è pari al 2% (Cap. 4). Altri studi (Scott et al., 2008) hanno dimostrato la capacità di *A. agrarius* ad adattarsi ad ambienti caratterizzati dalla sola copertura erbacea, mentre il lavoro di Garratt et al. (2012) dimostra che esiste una proporzione di individui che frequentano gli habitat prativi anche dopo le opere di sfalcio, e che tale proporzione è dimezzata nel momento in cui i residui dello sfalcio vengono rimossi. Inoltre, è possibile evidenziare come l'abbondanza nelle siepi subisca un aumento dall'estate all'autunno, e questo si riscontra per entrambe le specie in Area 1, per *A. sylvaticus* in Area 2 e per *A. agrarius* in Area 3. Si tratta evidentemente del risultato dello spostamento degli individui dai campi coltivati circostanti per il periodo di svernamento (Singleton et al., 2007).

Inaspettatamente, dal momento cioè che il mais è considerato un habitat altamente disturbato, sia la popolazione di *A. sylvaticus* che quella di *A. agrarius* presentano i rapporti tra

sessi più stabili, vicini alla parità, in tali habitat, rispetto all'habitat con maggior componente di naturalità, le siepi, i cui valori si discostano significativamente dalla parità. Tuttavia si ricorda che i risultati potrebbero essere stati inficiati dal campione troppo piccolo. Ciononostante, il rapporto sessi sbilanciato a favore dei maschi potrebbe essere espressione di una generale predisposizione dei maschi ad essere catturati più frequentemente rispetto alle femmine, a causa della loro maggiore capacità di dispersione e movimento, in contrasto con il carattere prevalentemente residente delle femmine (Kikkawa, 1964; Peltonen and Hanski, 1991). Dal momento che il rapporto è calcolato utilizzando sia i campioni di adulti sia i campioni di giovani e sub-adulti, non è possibile distinguere quali tra queste classi di età influisca sul valore del rapporto. Il risultato appare parzialmente in accordo con quanto osservato da Scott et al. (2008), per i quali il sex ratio a favore dei maschi è spesso sinonimo di un habitat dominato prevalentemente da individui in dispersione, giovani, e non può essere considerato un habitat "sorgente" per la riproduzione e la persistenza delle popolazioni. Possibili approfondimenti futuri dovrebbero tenere conto dell'opportunità di analizzare relazioni specifiche per stabilire l'andamento di ciascuna variabile demografica in rapporto a ciascun tipo di habitat. Inoltre, a causa dell'esigua numerosità campionaria, non è stato possibile esaminare il rapporto tra classi di età, cioè tra adulti e giovani, nelle aree di studio o nelle tipologie di habitat, elemento che avrebbe potuto fornire interessanti informazioni sul carattere più o meno residente degli individui catturati nei diversi habitat (Gelling et al., 2007).

Congiuntamente a questa variabile è interessante osservare l'andamento della percentuale di individui riproduttivi in ciascuno di questi habitat. I grafici di *Figura 7.4* mostrano che i valori assoluti della proporzione di individui in stato riproduttivo sono maggiori nei mais per entrambe le specie. Singleton et al. (2007) hanno ricercato il modo per identificare habitat "sorgente" e habitat "serbatoio" in un paesaggio (se pur non direttamente confrontabile con quello qui presentato, in quanto localizzato in Australia) dominato da una matrice agricola, in cui si inseriscono patch di foresta, ambienti umidi, boschi. I risultati, condotti in 3 anni di studio, hanno permesso di osservare che durante le stagioni riproduttive degli anni in cui le popolazioni subiscono delle contrazioni demografiche, gli habitat che presentano il maggior numero di femmine riproduttive, quindi il maggior tasso di riproduzione, sono i campi coltivati, che fungono come sorgente per gli individui che si muovono negli ambienti naturali. E' evidente che la possibilità di ampliare questo studio a più di un anno di campionamenti potrebbe permettere di ottenere informazioni importanti sulla dinamica delle tipologie di habitat presenti nei paesaggi, e potrebbe consentire di individuare aree sorgente e aree serbatoio, da considerare per gli interventi gestionali futuri. Tuttavia, i risultati del presente lavoro sembrano confermare

l'affermazione di Singleton et al. (2007), secondo cui in un ecosistema antropizzato come quello agricolo, gli habitat subiscono delle variazioni maggiori a scala temporale piuttosto che a scala spaziale, suggerendo che la stessa tipologia di habitat può comportarsi alternativamente sia da ambiente "serbatoio" che da "sorgente".

7.4.2. Effetto del paesaggio locale e del paesaggio circostante le patch

In accordo con le premesse dell'approccio metodologico (Cap. 3) e con le classificazioni proposte da McGarigal e Cushman (2002), il presente studio si può definire uno studio alla scala di patch-paesaggio, dal momento che la patch è considerata l'unità principale di campionamento, a cui corrisponde la scala di indagine della struttura di patch (in cui le metriche sono accorpate per tipologie di habitat), ma le variabili ambientali includono anche la struttura di paesaggio compresa in uno specifico "contesto" che circonda le patch oggetto di studio, costituito in questo caso dalla scala di paesaggio locale.

7.4.2.1 Struttura di patch

L'indagine della relazione tra le variabili ambientali e le caratteristiche strutturali delle patch di campionamento (Tabella 7.9) non ha prodotto i risultati attesi. Dopo aver indagato la relazione tra la presenza delle specie e i fattori 'Area', 'Stagioni' e 'Habitat' e aver approfondito l'effetto di tali fattori anche sulla performance delle popolazioni, si sarebbe atteso che una tra le variabili demografiche, l'indice di abbondanza relativa, potesse rispondere alle variazioni della struttura e della composizione delle patch componenti i paesaggi oggetto di studio, come ampiamente dimostrato in letteratura (Delattre et al., 1996; Basquill and Bondrup-Nielsen, 1999b; Weibull et al., 2003; Macdonald et al., 2007; Holland and Bennett, 2010). I risultati della correlazione alla scala spaziale locale non hanno restituito alcuna relazione tra le metriche di patch e la variabile abbondanza. Questo dimostra che le popolazioni locali di *A. sylvaticus* e *A. agrarius* non subiscono effetti dovuti alla dimensione o all'estensione delle patch, alla forma o all'effetto margine. Ciò si rivela in accordo con i risultati di alcuni lavori, tra cui quello di Bates e Harris (2009), secondo cui l'abbondanza di *A. sylvaticus* e di *A. flavicollis* non sono influenzate dalla variabile di lunghezza delle siepi oggetto di studio; oppure il lavoro di Kozakiewicz et al. (1999), per il quale né l'abbondanza di *A. sylvaticus* né quella di *A. agrarius* sono influenzate dalle dimensioni, dalla lunghezza dei margini o dalla forma delle patch forestali.

7.4.2.2 Paesaggio locale

Ampliando la scala di indagine, le relazioni tra l'indice di abbondanza e le caratteristiche del paesaggio locale circostante le patch di campionamento, rappresentato dai buffer a 100, 200 e

400 metri non hanno restituito risultati particolarmente significativi (*Tabella 7.10*). La variabile proposta per rappresentare il paesaggio locale è costituita da un Indice di Conservazione del Paesaggio (Pizzolotto and Brandmayr, 1996), in cui le classi di uso del suolo non sono ordinate secondo il livello di gestione antropica e quindi di naturalità, come suggerito da Ferrari et al. (2009) e Batzella et al. (2012), ma l'ordinamento segue un criterio di idoneità per le specie di piccoli mammiferi, in termini di copertura al suolo e risorse alimentari.

Dai risultati si può dedurre che tale indice rilevato in ciascun buffer, diventa espressione della configurazione dell'intero paesaggio oggetto di studio. Si può notare, infatti, che la variabilità nei valori dell'indice ai 100, 200 e 400 m decresce in accordo con il gradiente di naturalità che lega le aree di studio, passando dall'Area 1 a maggior naturalità, all'Area 2 in posizione intermedia, all'Area 3, con minor naturalità e maggior grado di intensificazione dell'agricoltura (*Figura 7.11*). In Area 2 e in Area 3 i valori dell'Indice di Conservazione del Paesaggio sono compresi entro un range limitato a causa della composizione e configurazione stessa dei paesaggi, che appaiono quindi omogenei, poco diversificati e prevalentemente poco idonei a fornire le risorse sufficienti per le specie di piccoli mammiferi a qualunque scala di indagine li si osservi.

Pochi autori hanno sottolineato l'importanza degli habitat adiacenti a quelli di studio per spiegare gli effetti sulle variazioni delle specie target. Fitzgibbon et al (1997) affermano che l'uso da parte di *A. sylvaticus* e *M. glareolus* delle patch di boschi naturali nei paesaggi altamente coltivati è fortemente influenzato dal paesaggio che si trova intorno ai boschi. Altri autori hanno indagato l'effetto di variabili ambientali degli habitat adiacenti utilizzando diversi buffer di studio, posti intorno alle patch focali. Tra questi, Fischer et al. (2011) dimostrano che la risposta dell'abbondanza delle specie alla complessità dei paesaggi indagati si può verificare alle diverse scale indagate (in questo caso 100, 250 e 500 metri) ed è di tipo specie specifico: ad esempio, l'abbondanza di *A. agrarius* risponde maggiormente alle variazioni ambientali nel raggio di 100 m, determinando che questa rappresenta la scala idonea alla quale considerare interventi di gestione. L'indagine condotta da Bowman et al. (2000) con il preciso scopo di indagare la variabilità demografica di piccoli mammiferi a diverse scale spaziali, ha dimostrato che l'abbondanza risponde in maniera significativa per le scale di indagine comprese al di sotto dei 500 m, escludendo quelle fino a 1000 metri. Silva et al. (2005) riportano che la diversità delle specie risulta significativa in rapporto alla copertura arborea nei boschi e nelle siepi nel buffer di 400 m attorno alla patch di studio, mentre una sola specie è positivamente influenzata dalla presenza di coltivi nel buffer a 1000 m. I risultati di tali studi, tuttavia, non possono essere considerati comparabili a quelli del presente lavoro a causa del diverso metodo di indagine

adottato e del tipo di variabili indagate. Sarebbe necessario approfondire ulteriormente il presente lavoro per evidenziare, con un numero di dati sufficienti, i possibili rapporti tra le singole tipologie di habitat che compongono i buffer di paesaggio locale e la variabile di abbondanza relativa delle specie.

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

7.5. BIBLIOGRAFIA

- Basquill, S., Bondrup-Nielsen, S., 1999. Meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*) in farm landscapes, I. Population parameters in different habitats. *Annales Zoologici Fennici* 36, 223–230.
- Bates, F.S., Harris, S., 2009. Does hedgerows management on organic farms benefit small mammal populations? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 124–130.
- Batzella, M., Balvis, T., Muntoni, F., Marini, A., 2012. Vegetation map and assessment of naturalness degree of the Ogliastra territory (Sardinia, Italy). *Forest@ Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale* 9, 130–136.
- Bayne, E.M., Hobson, K.A., 1998. The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. *Canadian Journal of Zoology* 76, 62–69.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18, 182–188.
- Bowers, M.A., Gregario, K., Brame, C.J., Matter, S.F., Dooley, J.L., 1996. Use of space and habitats by meadow voles at the home range, patch and landscape scales. *Oecologia* 105, 107–115.
- Bowman, J., Forbes, G., Dilworth, T., 2000. The spatial scale of variability in small-mammal populations. *Ecography* 23, 328–334.
- Burel, F., Butet, A., Delettre, Y.R., Millàn de la Peña, N., 2004. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning* 67, 195–204.
- Butet, A., Paillat, G., Delettre, Y., 2006. Factors Driving Small Rodents Assemblages from Field Boundaries in Agricultural Landscapes of Western France. *Landscape Ecol* 21, 449–461.
- Capizzi, D., Filippucci, M.G., 2008. , in: *Fauna d'Italia. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia*. Calderini, Bologna, p. pp. 1000.
- Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Quéré, J.P., Fichet, E., 1996. Effect of landscape structure on Common Vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several space scales. *Landscape Ecology* 11, 279–288.

- Delle Vedove, G., Bonfanti, P., 2012. Agricoltura conservativa in Friuli Venezia Giulia. Una opportunità per i seminativi. Dipartimento di Scienze Agrarie Ambientali - Università di Udine.
- Diaz, M., Santos, T., Tellería, J.L., 1999. Effects of forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of an habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: a test of hypotheses. *Acta Oecologica* 20, 39–49.
- Dooley, J.L., Bowers, M.A., 1998. Demographic responses to habitat fragmentation: experimental test at the landscape and patch scale. *Ecology* 79, 969–980.
- Douglass, R.J., 1989. Assessment of the use of selected rodents in ecological monitoring. *Environmental Management* 13, 355–363.
- Elkie, P.C., Rempel, R.S., Carr, A.P., 1999. Patch analyst user's manual. A tool for quantifying landscape structure. Ont. Min. Natur. Resour. Northwest Sci. and Technol. Thunder Bay, Ont. Technical Manual TM-002, 4–12.
- Fahrig, L., Merriam, G., 1985. Habitat Patch Connectivity and Population Survival. *Ecology* 66, 1762–1768.
- Ferrari, C., Pezzi, G., Diani, L., Corazza, M., 2009. Evaluating landscape quality with vegetation naturalness maps: an index and some inferences. *Applied Vegetation Science* 11, 243–250.
- Fischer, C., Thies, C., Tschardt, T., 2011. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 1130–1136.
- Fitzgibbon, C.D., 1997. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology* 34, 530–539.
- Garratt, C.M., Minderman, J., Whittingham, M.J., 2012. Should we stay or should we go now? What happens to small mammals when grass is mown, and the implication for birds of prey. *Annales Zoologici Fennici* 49, 113–122.
- Gelling, M., Macdonald, D.W., Mathews, F., 2007. Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecol* 22, 1019–1032.

- Giraudoux, P., Delattre, P., Quere, J.P., Damange, J.P., 1994. Distribution and kinetics of rodent populations in a region under agricultural land abandonment. *Acta Oecologica* 15, 385–400.
- Gurnell, J., Flowerdew, J.R., 1994. Live trapping small mammals : a practical guide. The Mammal Society, Londra.
- Heroldova, M., Bryja, J., Zejda, J., Tkadlec, E., 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, ecosystems & environment* 120, 206–210.
- Holland, G.J., Bennett, A.F., 2010. Habitat fragmentation disrupts the demography of a widespread native mammal. *Ecography* 33, 841–853.
- Kikkawa, J., 1964. Movement, activity and distribution of the small rodents *Clethrionomys glareolus* and *Apodemus sylvaticus* in woodland. *Journal of Animal Ecology* 33, 259–299.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharnkte, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 474–481.
- Kozakiewicz, M., Gortat, T., Kozakiewicz, A., Barkowska, M., 1999. Effects of habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. *Landscape ecology* 14, 391–400.
- Krebs, C.J., 1996. Population cycles revisited. *Journal of Mammalogy* 77, 8–24.
- Laurance, W.F., 2009. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13, 595–602.
- Leigh, E.G.J., 1981. The average lifetime of a population in a varying environment. *Journal of Theoretical Biology* 9, 213–239.
- Leitao, A.B., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K., 2006. *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*, Island Press. ed.
- Lidicker, W.Z., 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14, 333–343.
- Macdonald, D.W., Tattersall, F.H., Service, K.M., Firbank, L.G., Feber, R.E., 2007. Mammals, agri-environment schemes and set-aside - what are the putative benefits? *Mammal Review* 37, 259–277.

- McGarigal, K., Cushman, S.A., 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological applications* 12, 335–345.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. [WWW Document]. URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> (accessed 12.1.12).
- McGarigal, K., Marks, B.J., 1995. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Michel, N., Burel, F., Butet, A., 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica* 30, 11–20.
- Moore, N.P., Askew, N., Bishop, J.D., 2003. Small mammals in new farm woodlands. *Mammal Review* 33, 101–104.
- Mortelliti, A., Boitani, L., 2007. Estimating species' absence, colonization and local extinction in patchy landscapes: an application of occupancy models with rodents. *Journal* 273, 244–248.
- Ouin, A., Paillat, G., Butet, A., Burel, F., 2000. Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, ecosystems & environment* 78, 159–165.
- Peltonen, A., Hanski, I., 1991. Patterns of island occupancy explained by colonization and extinction rates in shrews. *Ecology* 42, 1698–1708.
- Pizzolotto, R., Brandmayr, P., 1996. An index to evaluate landscape conservation state based on land-use pattern analysis and geographic informations system techniques. *Coenoses* 11, 37–44.
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39, 157–176.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18–32.
- Scott, D.M., Joyceb, C.B., Burnsideb, N.G., 2008. The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology* 57, 279–295.

- Silva, M., Hartling, L., Opps, S.B., 2005. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological conservation* 126, 556–568.
- Singleton, G.R., Tann, C.R., Krebs, C.J., 2007. Landscape ecology of house mouse outbreaks in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology* 44, 644–652.
- Stanko, M., 1994. Small mammal communities of windbreaks and adjacent fields in the eastern Slovakian lowlands. *Folia zoologica* 43, 135–143.
- Summerville, K.S., Crist, T.O., 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 82, 1360–1370.
- Szacki, J., Liro, A., 1991. Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. *Landscape Ecology* 5, 219–224.
- Tattersall, F., Macdonald, D., Hart, B., Johnson, P., Manley, W., Feber, R., 2002. Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology* 39, 643–652.
- Tattersall, F., Macdonald, D., Hart, B., Manley, W., 2004. Balanced dispersal or source-sink-do both models describe wood mice in farmed landscapes? *Oikos* 106, 536–550.
- Tew, T., Todd, I., Macdonald, D., 2000. Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. *Journal of Zoology* 250, 305–311.
- Umetsu, F., Pardini, R., 2006. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22, 517–530.
- Weibull, A.C., Östman, Ö., Granqvist, A., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and conservation* 12, 1335–1355.
- Ylonen, H., Altner, H.J., Stubbe, M., 1991. Seasonal dynamics of small mammals in an isolated woodlot and its agricultural surroundings., in: *Annales Zoologici Fennici*. pp. 7–14.

8. CONCLUSIONI

Gli assunti alla base di questo lavoro sono derivati dall'indagine della letteratura scientifica preesistente, a cui vengono aggiunti elementi di originalità connessi sia agli obiettivi che ai metodi. In primo luogo la ricerca ha inteso analizzare la realtà del sistema coltivato e delle comunità animali che lo abitano partendo da un punto di osservazione che non è quello biologico e specie-specifico, ma piuttosto ecologico e paesaggistico, considerando come punto di osservazione principale i livelli gerarchici in cui è strutturato il paesaggio. Il pattern di paesaggio agricolo viene quindi considerato nella sua interezza, composto cioè sia da elementi di uso del suolo prevalentemente antropizzati e sottoposti a lavorazioni e disturbi, sia da elementi di uso del suolo di tipo naturale o seminaturale, in cui le attività antropiche sono molto limitate o del tutto assenti. Le unità di campionamento vengono quindi localizzate in modo da rappresentare le possibili tipologie di habitat presenti negli ecosistemi agricoli. Vengono inoltre considerati i possibili livelli di organizzazione dei processi e dei cambiamenti strutturali, dalla grande alla piccola scala di osservazione.

Le variabili in grado di fornire risposte a tali processi sono connesse alla scelta di gruppi tassonomici animali come indicatori ecologici. Molti sono i taxa utilizzati in letteratura come indicatori di qualità dei sistemi eterogenei e frammentati come quelli agricoli (Tews et al. 2004). Molto diffuso è l'uso degli insetti, quali carabidi o artropodi, spesso utilizzati nella bioindicazione di impatti dovuti all'inquinamento o all'utilizzo di pesticidi in agricoltura, dal momento che le loro risposte si dimostrano puntuali in termini sia di tempo che di spazio, evidenti alle scale di studio locali (Paoletti e Bressan; 1996; Makowski et al., 2009). Per tali motivi sono considerati ottimi indicatori per la gestione degli impatti delle attività agricole sulle singole porzioni di paesaggio o sulle connessioni locali tra habitat (Schiegg, 2000). Un altro gruppo utilizzato molto

spesso come bioindicatore dei sistemi agricoli è rappresentato dai Lepidotteri. L'influenza provocata da variazioni di piccola entità al livello di micro-scala è in grado di condizionare le composizioni specifiche e le strutture delle singole comunità che abitano il paesaggio (Weibull et al., 2003). Non tutte le specie, tuttavia, rispondono in maniera uniforme a impatti provocati dalla frammentazione o dall'isolamento delle patch alla scala di paesaggio: per queste ragioni, spesso non vengono considerati indicatori utili ad estendere le risposte delle singole specie a livelli gerarchici superiori alla scala di habitat (Summerville and Crist, 2001).

L'uso degli uccelli come bioindicatori dei sistemi agricoli è riconosciuto a livello europeo e racchiuso nella definizione dei *Farmland birds* (*European Bird Census Council*, 1996-2003). Le specie particolarmente adattate a vivere in ambienti prativi o steppici sono in genere considerate le più a rischio nel quadro degli impatti provocati dall'attività di produzione agricola, a causa del progressivo impoverimento, nel numero e nella dimensione, di tali ambienti seminaturali. Sono per tanto considerati ottimi indicatori della frammentazione degli habitat, sia forestati (Bennett et al., 2004) che residuali in contesti agricoli (Kleijn and Van Zuijlen, 2004), della perdita di habitat peculiari come le zone umide (Ausden and Hirons, 2002) e di tutte le modifiche che occorrono nei paesaggi rurali a seguito dell'aumento dei livelli di intensificazione dell'agricoltura (Donald et al., 2001; Hoffmann and Greef, 2003). Lo stretto legame con le risorse terrestri, quali i siti di nidificazione, ne fanno degli ottimi indicatori adatti a fornire risposte ai cambiamenti che intercorrono a diverse scale spaziali.

Tuttavia, per gli scopi preposti da questa ricerca, l'uso di uccelli degli ambienti agricoli come indicatori-risposta risultava non combaciare in termini di sforzo di campionamento e di risultati attesi, ovvero alla possibilità di legare le risposte degli indicatori contemporaneamente a più scale spaziali di campionamento e in un arco temporale limitato. Data, infatti, l'estrema mobilità delle specie di avifauna e gli ampi raggi di spostamento, le dimensioni del corpo intermedie e la *life history* prolungata nel tempo, tali indicatori non avrebbero fornito risposte immediate e temporalmente circoscritte (considerata la durata annuale del campionamento) ai cambiamenti a scala locale, ma soprattutto a scala di intero mosaico paesaggistico in studio. Se comparati infatti a taxa le cui dimensioni corporee sono minori e il raggio di azione leggermente inferiore e circoscritto in maniera spaziale agli ecosistemi terrestri, questi ultimi sono in grado di evidenziare maggiormente le differenze che intercorrono nelle popolazioni a seguito di un cambiamento ambientale, in tempi molto brevi e su scale di osservazione limitate (Caro and O'Doherty, 1999).

Per tali ragioni è stato scelto di utilizzare i piccoli mammiferi come indicatori-risposta per questo tipo di ricerca.

Inoltre, l'approccio metodologico qui proposto intende estendere quanto possibile l'osservazione delle risposte dei piccoli mammiferi (considerati come indicatori ecologici) alla variabilità ambientale, investigando i due comparti di interesse (quello biotico e quello abiotico) attraverso i possibili livelli di strutturazione degli stessi: da un lato l'aggregazione delle specie, dalle comunità alle popolazioni locali; dall'altro l'organizzazione gerarchica del contesto ambientale, dal livello di paesaggio complessivo, al mosaico di habitat che costituisce una porzione di paesaggio locale, alla singola patch che compone il pattern. L'indagine delle relazioni tra questi due sistemi è stata articolata in diversi step, che corrispondono ai capitoli dei risultati del presente lavoro.

In primo luogo (*Cap. 5*), l'analisi statistica di ordinamento dei dati (PCA) ha restituito la descrizione di dinamiche e cambiamenti caratterizzanti i gradienti strutturali che legano le aree di studio, confermando quanto stabilito in fase di scelta preliminare delle aree, rappresentative dei possibili paesaggi agricoli della regione. Sono stati riconosciuti due pattern opposti: l'uno rappresentativo della configurazione strutturale degli elementi del paesaggio, differenziati tra loro sulla base della tipologia di habitat (naturale o coltivato); l'altro che contrappone la presenza e la dimensione degli impianti arborei con gli ambienti erbacei naturali. Semplificando la descrizione, si parla di gradiente di intensità dell'agricoltura cui si contrappone un gradiente crescente di naturalità degli usi del suolo.

Il primo step di indagine ha previsto l'analisi delle relazioni tra comunità di piccoli mammiferi e gradiente strutturale dei paesaggi oggetto di studio (*Cap. 6*). La scelta dei piccoli mammiferi come indicatori-risposta si è dimostrata adeguata, poiché i risultati hanno provato che le comunità campionate rispondono al gradiente strutturale che lega le tre aree di studio attraverso diverse composizioni di specie: nell'area a maggiore intensificazione dell'agricoltura è dominante la specie più generalista, *A. sylvaticus*, ed è presente una specie che ben si adatta ad ambienti intensamente coltivati, *M. arvalis*. Nell'area a maggiore naturalità tale specie è assente, ma è presente *A. flavicollis*, specie adattata a vivere in sistemi agricoli ma molto esigente dal punto di vista delle necessità ambientali, in quanto strettamente dipendente dalla presenza di siepi o boschetti. Il livello di naturalità delle aree è stato indagato, in questo capitolo, attraverso un Indice di Conservazione del Paesaggio, che ha restituito valori crescenti contrapposti con il gradiente di intensificazione dell'agricoltura (valori di ILC: Area 1 > Area 2 > Area 3), e ha confermato la localizzazione delle specie nelle aree in accordo con il loro carattere specialista o ubiquitario. La risposta dei piccoli mammiferi è evidente anche dal livello di diversità delle comunità, sebbene i due metodi di cattura utilizzati abbiano restituito risultati leggermente differenti. Considerando il maggior successo di cattura ottenuto con le trappole a vivo del tipo

Sherman, i valori dell'indice di Shannon e dell'indice di Pielou rappresentativi della diversità e dell'equiripartizione delle specie nelle comunità, sono risultati contrapposti rispetto al gradiente di intensificazione dell'agricoltura, decrescendo all'aumentare dello stesso. Sarebbe necessario, per indagini di approfondimento, considerare più metodi di cattura contemporaneamente e confrontare i risultati ottenuti da ciascuno di questi.

Questi risultati permettono di confermare la prima delle ipotesi iniziali, cioè che lungo un gradiente di incremento dell'intensificazione dell'agricoltura, a cui corrisponde un gradiente speculare di diminuzione della disponibilità di habitat seminaturali nella struttura dei paesaggi, si instaura un processo di impoverimento, perdita di complessità e diversità delle comunità animali.

La seconda delle ipotesi formulate all'avvio della ricerca, cioè che le popolazioni dei piccoli mammiferi siano condizionate dalla struttura a diverse scale spaziali dell'ambiente in cui vivono, viene testata attraverso il secondo step di indagine, che ha come obiettivo l'analisi delle relazioni tra la performance delle popolazioni e i livelli di organizzazione del paesaggio, partendo dalle caratteristiche geometriche delle patch, fino a considerare il diverso tipo di habitat e la configurazione del pattern di paesaggio locale. I risultati dimostrano che le risposte delle variabili demografiche di entrambe le popolazioni sono influenzate dal tipo di area di studio, quindi dal gradiente di naturalità (o intensificazione agricola) che le lega, e dalla tipologia di habitat presente nel contesto di paesaggio. L'area a maggiore naturalità presenta popolazioni meno abbondanti ma più stabili, con individui i cui pesi sono maggiori e il cui rapporto sessi è sempre vicino alla parità. Tuttavia l'habitat più naturale, la siepe, non sempre si dimostra il più abbondante in termini di presenza di individui e non è stato possibile dimostrare che sia frequentato da popolazioni stabili rispetto alle altre tipologie analizzate. In questo senso, gli habitat di mais si contrappongono a quelli delle siepi perché, pur essendo utilizzati solo durante la stagione estiva e in minor misura nella stagione autunnale, presentano le caratteristiche delle popolazioni ritenute più performanti: ospitano popolazioni con valori di sex ratio vicini alla parità, ospitano la maggior percentuale di individui riproduttivi e presentano (in maniera significativa solo per *A. agrarius*) gli individui con il peso maggiore.

In questo capitolo è stato analizzato il secondo livello di aggregazione delle specie, cioè la popolazione delle specie comuni alle tre aree di studio, *A. sylvaticus* e *A. agrarius*. Per ottenere delle risposte maggiormente diversificate sarebbe stato utile considerare il confronto tra due specie le cui abitudini ed ecologia differissero in maniera sostanziale, come ad esempio *A. sylvaticus* e *M. arvalis*, ma questo non è stato possibile a causa dell'esigua numerosità campionaria. Eppure, è stato osservato che le popolazioni locali, influenzate dall'effetto

dell'area, della stagione e dell'habitat di campionamento, presentano dei trend evidenti nelle risposte del livello di performance. E' emerso che *A. sylvaticus*, coerentemente con il suo carattere ubiquitario e generalista, è molto abbondante in tutte le aree di studio e in tutti gli habitat indagati. Presenta tuttavia delle fluttuazioni stagionali nelle abbondanze leggermente più marcate rispetto ad *A. agrarius*. *A. agrarius* a sua volta è presente con popolazioni più stabili dal punto di vista dell'abbondanza, ma mostra maggiore variabilità in merito agli altri parametri demografici.

L'ulteriore approfondimento delle indagini prevedeva di valutare se l'effetto dell'habitat sulla fitness delle popolazioni fosse dovuto anche alle caratteristiche strutturali delle patch e alla composizione e configurazione del paesaggio locale. Data la mancanza di relazioni tra la variabile abbondanza e le variabili ambientali alle diverse scale di studio, si può concludere, tuttavia, che i processi che regolano la quantità di individui nelle popolazioni di piccoli mammiferi sono diversi da quelli legati alla composizione del paesaggio. Questo comporta che la seconda ipotesi formulata all'inizio della ricerca non venga confermata.

Tale mancanza di interazioni è valida soprattutto per quanto riguarda le aree ad elevata intensificazione dell'agricoltura. Qui infatti (Area 2 e Area 3), le metriche delle patch che compongono il paesaggio e i livelli spaziali di idoneità del mosaico degli habitat di contesto, non spiegano le variazioni di abbondanza. I sistemi sono caratterizzati da una omogeneità strutturale e da un basso livello di idoneità per le specie che si riflette a qualunque scala spaziale scelta per le indagini. In queste tipologie di paesaggi, tutti gli habitat presenti sono importanti per la persistenza delle popolazioni (visto che nella maggior parte dei casi si tratta di ambienti coltivati) e sono utilizzati con pattern temporali differenti: si può, infatti, osservare come i pochi elementi naturali e seminaturali presenti nel paesaggio siano gli unici ad essere utilizzati continuativamente sia nel tempo che nello spazio (aree diverse). In conclusione, la performance di popolazioni di piccoli mammiferi potrebbe beneficiare, in tali contesti ambientali, maggiormente dell'incremento quantitativo della copertura al suolo di habitat seminaturali, piuttosto che della loro riorganizzazione in termini di dimensioni, forma o estensione.

Per i paesaggi caratterizzati da maggior naturalità, in cui la copertura al suolo degli ambienti coltivati costituisce la metà di tutti gli altri elementi costituenti l'intero paesaggio, l'uso delle tipologie di habitat appare più diversificato. Tuttavia si riscontra una quasi totale mancanza di interesse da parte delle specie a frequentare gli ambienti aperti di prato. Tali osservazioni portano alla conclusione che, in questo contesto ambientale, non è necessario aumentare la quantità di ambienti erbacei o incolti per favorire la performance delle popolazioni, ma piuttosto

è auspicabile mantenere una buona percentuale di presenza e una gestione antropica limitata degli habitat seminaturali del tipo arboreo (siepi e piccoli boschi). E', inoltre, consigliato implementare la corretta gestione dei coltivi, con particolare riferimento alle lavorazioni conservative per il mais, che permettono il mantenimento di residui di trebbiatura sul terreno, la presenza di colture di copertura (*cover*) durante la stagione invernale, e l'intervento antropico ridotto a lavorazioni limitate nel tempo.

Queste conclusioni sollevano la necessità di sviluppare ulteriori approfondimenti. Risulta necessario approfondire le relazioni tra le variabili demografiche delle popolazioni e le variabili strutturali del paesaggio, in primo luogo, aumentando la numerosità del campione. Questo permetterebbe, da un lato, di verificare la tendenza generale qui riscontrata in contesti paesaggistici simili, dall'altro, di testare le ipotesi di relazioni specifiche con strumenti di analisi statistica diversi e più performanti (quali ad esempio analisi di regressione o modelli generali lineari). E' possibile inoltre avanzare delle potenziali domande di ricerca da sviluppare in indagini future. L'approccio di studio che prevede la relazione del comparto animale con le metriche strutturali ambientali non ha prodotto risultati, quindi sorge spontaneo domandarsi quale metodo potrebbe essere adottato per esaminare la risposta dell'abbondanza delle popolazioni alle variazioni degli ecosistemi agricoli. Un'ulteriore ipotesi da verificare è che nelle aree maggiormente alterate e disturbate dall'intensificazione dell'agricoltura, la presenza di habitat residuali possa giocare un ruolo determinante nel mantenere la persistenza nel tempo delle popolazioni di piccoli mammiferi. Il nuovo approccio di studio dovrebbe, quindi, essere rivolto ad approfondire il ruolo di queste tipologie di habitat all'interno del mosaico agricolo. Posto che l'effetto "boom and bust" è risultato caratterizzare, maggiormente, le aree più intensamente coltivate, un'ulteriore ipotesi da verificare è legata a quali processi rendano stabili le popolazioni delle aree più naturali. Analogamente, ipotizzando che le popolazioni nelle aree più naturali siano anche le più stabili, sarebbe utile verificare quali siano i singoli fattori determinanti in grado di incidere sulla persistenza a medio e lungo termine di queste popolazioni. Appare evidente che il raggiungimento di risultati consistenti in questi termini è auspicabile solo attraverso un lavoro pluriennale.

APPENDICE I

Tabella A.1. (nella pagina a seguire). Metriche strutturali di paesaggio locale incluse nell'analisi di ordinamento dei dati (Analisi delle Componenti Principali), calcolate per buffer di 200 m intorno a ciascuna patch di campionamento in ogni area di studio e per ogni macro classe ambientale in cui sono stati raggruppati gli usi del suolo (per i metodi vedi *Capitolo 5, Par. 5.2.1*).

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Tabella A.1.Segue

Area	Patch	Colture arboree				Colture erbacee					
		PLAND	PD	LPI	AREAM	GYRATE	PLAND	PD	LPI	AREAM	GYRATE
AREA 1	Buffer 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	84,22	22,23	54,00	3,79	70,51
	Buffer 2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	55,11	14,85	35,75	3,71	82,84
	Buffer 3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	86,16	10,43	54,02		114,36
	Buffer 4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,36	24,31	1,42	0,10	12,48
	Buffer 5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	67,26	8,31	66,83	8,10	74,20
	Buffer 6	6,73	9,32	6,18	0,72	34,40	60,54	27,97	46,61	2,16	47,21
	Buffer 7	7,24	5,19	7,24	1,40	45,61	51,94	31,12	36,53	1,67	46,20
	Buffer 8	0,88	45,62	0,87	0,02	2,90	72,00	10,14	55,10	7,10	117,45
	Buffer 9	1,27	10,34	0,94	0,12	13,72	30,92	36,17	22,89	0,85	30,44
	Buffer 10	0,12	5,42	0,12	0,02	7,80	17,96	21,70	14,08	0,83	31,21
	Buffer 11	5,18	5,98	5,18	0,87	39,51	46,98	35,85	27,91	1,31	37,64
	Buffer 12	4,20	5,39	4,20	0,78	39,38	48,11	10,77	43,81	4,47	88,48
AREA 2	Buffer 1	11,03	21,15	8,44	0,52	27,24	83,49	37,02	30,33	2,26	55,79
	Buffer 2	2,32	11,75	1,85	0,20	25,13	77,52	52,89	38,69	1,47	45,23
	Buffer 3	14,91	27,24	6,52	0,55	32,14	71,23	46,69	32,12	1,53	44,95
	Buffer 4	0,85	6,62	0,81	0,13	12,70	64,44	19,87	36,82	3,24	66,10
AREA 3	Buffer 5	3,05	20,18	2,08	0,15	17,38	90,40	25,23	38,66	3,58	78,05
	Buffer 6	7,24	5,19	7,24	1,40	45,61	51,94	31,12	36,53	1,67	46,20
	Buffer 1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	97,92	5,84	97,92	16,76	157,05
	Buffer 2	6,97	17,13	4,03	0,41	31,96	67,60	5,71	67,60	11,84	147,13
	Buffer 3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	94,53	9,03	94,51	10,47	94,99
	Buffer 4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	98,48	9,66	56,61	10,19	133,19
	Buffer 5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,86	4,72	99,86	21,14	174,12
	Buffer 6	3,91	4,86	3,91	0,81	36,30	94,43	9,71	93,37	9,72	100,71
	Buffer 7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,56	4,76	99,56	20,94	177,17
	Buffer 8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	84,22	22,23	54,00	3,79	70,51
	Buffer 9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	55,11	14,85	35,75	3,71	82,84
	Buffer 10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	86,16	10,43	54,02	8,26	114,36
Buffer 11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,36	24,31	1,42	0,10	12,48	
Buffer 12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	67,26	8,31	66,83	8,10	74,20	

Tesi di Dottorato di Stefania Gentili, discussa presso l'Università degli Studi di Udine

Stima di probabilità di cattura

Al fine di valutare la contattabilità delle due specie oggetto di studio, comuni a tutte e tre le aree di campionamento (*A. sylvaticus* e *A. agrarius*) è stata condotta un'analisi collaterale al calcolo dell'abbondanza relativa proposto nei precedenti capitoli.

Si tratta della stima della probabilità di cattura delle specie, basata sugli algoritmi proposti da MacKenzie per il calcolo della "occupancy" (MacKenzie et al., 2002, 2003; MacKenzie and Nichols, 2004; Mackenzie and Royle, 2005), ovvero della proporzione di un'area occupata dalla specie di interesse (MacKenzie and Nichols, 2004).

L'argomento principale su cui si basa tale calcolo è costituito dalla necessità di ottenere stime di abbondanza delle specie rappresentative dei cambiamenti a livello delle popolazioni, che risultano corrette o più vicine alla realtà solo se si tiene in considerazione anche la probabilità di osservare o catturare un individuo di una data specie in un'area ('*detection probability*' MacKenzie and Nichols, 2004). Questo giacché poche specie animali sono così abbondanti da essere catturate con costanza in ogni evento di campionamento (detto *survey*). Il pattern di alternanza tra eventi di contatto con la specie ed eventi in cui la specie non viene contattata, viene utilizzato per costruire la stima della probabilità di cattura della data specie (MacKenzie et al., 2002). Il metodo permette quindi di correggere l'errore più frequentemente legato all'estrapolazione di risultati da metodi di campionamento, ovvero la registrazione di "false assenze": una specie, se presente in un sito, può essere o non essere contattata; se una specie non viene contattata, non è detto che non sia presente nel sito.

Per il calcolo della “*detection probability*” si fa riferimento qui al caso in cui una popolazione sia considerata “chiusa” durante gli eventi di cattura (o *survey*), distribuiti in numero variabile in una sola stagione di campionamento. Questo metodo assume che i siti siano occupati dalla specie di interesse per la durata del periodo dei *survey* in maniera costante, senza che alcun sito venga occupato o abbandonato dopo l’inizio del periodo di cattura.

Metodo

Per sviluppare il calcolo della *probabilità di cattura* delle due specie di piccoli mammiferi comuni a tutte e tre le aree, sono stati considerati gli algoritmi di calcolo proposti da MacKenzie et al. (2002), elaborati attraverso l’uso del software PRESENCE v.5.7 (MacKenzie, 2013). E’ stato utilizzato il modello per singola stagionalità di cattura con p costante, ovvero un modello che assume che la specie in tutti i siti sia catturata con una sola probabilità, p , considerata costante per ogni *survey* di campionamento. Il metodo utilizzato permette di calcolare la probabilità di cattura quando essa è inferiore a 1 (che equivale alla probabilità attesa di catturare la specie, se presente, durante tutti i *survey*).

Per le due specie oggetto di indagine sono stati considerati i dati di cattura della stagione estiva, composta da 4 *survey* di campionamento, corrispondenti alle quattro notti di cattura, per tutti i trenta siti contemporaneamente (12 siti di cattura per Area 1 e Area 3, 6 siti di cattura per Area 2).

Risultato e discussione

Il calcolo della probabilità di cattura per le specie *Apodemus sylvaticus* e *Apodemus agrarius* effettuato con il software PRESENCE v.5.7 (MacKenzie, 2013), restituisce i risultati riportati in Tabella A.2.

Tabella A.2.

<i>Modello di occupancy</i>			
	<i>Stima di occupazione naif</i>	<i>Occupazione</i>	<i>Probabilità di cattura</i>
<i>A. sylvaticus</i>	0,7	0,71	0,69
<i>A. agrarius</i>	0,4	0,44	0,48

La stima di occupazione naif è definita da MacKenzie e Nichols (2004) come il valore di occupazione rilevato direttamente dai risultati dei campionamenti. In genere sottostima il reale livello di occupazione del sito, in quanto non considera le “false assenze” delle specie, ovvero il

fatto che se una specie non viene contattata in un sito, questo non dimostra la sua assenza assoluta.

L'occupazione (*occupancy*) rappresenta la probabilità che un sito sia occupato da una specie, mentre la probabilità di cattura (*detection probability*) rappresenta la probabilità di contattare la specie nel sito.

Dalla *Tabella A.2* emerge che il valore della stima di occupazione naif non differisce di molto dalla stima di occupazione reale, calcolata tramite il software PRESENCE.

Le *detection probabilities* hanno valori superiori a 0,3, che è considerato come valore soglia per ottenere delle stime di occupazione dei siti ragionevolmente corrette (MacKenzie et al., 2002). Tuttavia è evidente che la probabilità di catturare *A. sylvaticus* nei siti di campionamento è più di due volte maggiore rispetto alla probabilità di catturare *A. agrarius*. Questo è sicuramente dovuto a motivi etologici ed ecologici che non sono stati approfonditi in questa sede, ma che potrebbero rappresentare interessanti spunti per ulteriori studi di approfondimento.

Bibliografia

- MacKenzie, D., 2013. Program PRESENCE v.5.7 [WWW Document]. URL <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/doc/presence/presence.html#install> (accessed 2.25.13).
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27, 461–467.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G., Franklin, A.B., 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84, 2200–2207.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Andrew Royle, J., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 2248–2255.
- Mackenzie, D.I., Royle, J.A., 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42, 1105–1114.